

**UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**FACULDADE DE CIÊNCIAS**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Resposta da comunidade de carnívoros  
à invasão recente dos sistemas  
ribeirinhos do NO de Portugal por  
lagostim-americano (*Procambarus clarkii*)**

**RAQUEL DA CONCEIÇÃO MILHEIRO MENDES**

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

2011



**UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**FACULDADE DE CIÊNCIAS**

**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL**



**Resposta da comunidade de carnívoros  
à invasão recente dos sistemas  
ribeirinhos do NO de Portugal por  
lagostim-americano (*Procambarus clarkii*)**

**DISSERTAÇÃO ORIENTADA POR:**

PROFESSORA DOUTORA MARGARIDA SANTOS-REIS (CBA/DBA-FCUL)

PROFESSOR DOUTOR RUI REBELO (CBA/DBA-FCUL)

**RAQUEL DA CONCEIÇÃO MILHEIRO MENDES**

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

2011



---

Esta tese de mestrado foi desenvolvida no âmbito do Projeto “**DILEMA – Espécies invasoras e dilemas de conservação: efeito dos competidores nativos e presas exóticas na dispersão do visão-americano em Portugal**”, da responsabilidade do Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (CBA/FCUL) e financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT - PTDC/BIA-BEC/102433/2008).







*“There are some who can live without wild things and some who cannot. Like winds and sunsets, wild things were taken for granted until progress began to do away with them. Now we face the question of whether a still higher 'standard of living' is worth its cost in things natural, wild and free.”*

Aldo Leopold (1949) “A Sand County Almanac”



*“Man has been reducing diversity by a rapidly increasing tendency to cause extinction of supposedly unwanted species, often in an indiscriminate manner. Finally we may hope for a limited reversal of this process when man becomes aware of the value of diversity no less in an economic than in an esthetic and scientific sense.”*

George Hutchinson (1959) “The American Naturalist”





## AGRADECIMENTOS

---

Como diz o ditado: “Depois da tempestade vem a bonança.”... e ao longo dos últimos meses apesar das “tempestades” vividas que fizeram o “mundo” avançar mais lentamente, no final de cada uma vinha a “bonança” através de uma nova aprendizagem ou da lembrança de pequenos grandes momentos. No final são estes que sobressaem, protagonizados por várias pessoas às quais deixo as minhas palavras de apreço.

À Professora Doutora Margarida Santos-Reis pelos conhecimentos e as sugestões desde o início da orientação da tese e a confiança transmitida na concretização deste trabalho que me permitiram melhorá-lo. Sem esquecer a ajuda fundamental na identificação dos mamíferos e das aves (que ao início me parecia quase impossível).

Ao Professor Doutor Rui Rebelo pelo apoio sempre constante na orientação desta tese, os conhecimentos transmitidos e todas as sugestões que contribuíram para realizar um melhor trabalho. Não esquecendo a ajuda na identificação dos anfíbios e dos répteis (e a paciência em ver cada caixa... e foram muitas).

À Professora Doutora Maria João Collares-Pereira pela disponibilidade e dedicação com que me ajudou na identificação dos peixes e pelas palavras de incentivo que fizeram com que acreditasse mais em mim.

À Professora Doutora Ana Isabel Correia pela atenção com que me recebeu no Jardim Botânico da Universidade de Lisboa e a preocupação em observar cada semente para encontrar uma resposta para a identificação do material vegetal.

Ao Professor Doutor Francisco Petrucci-Fonseca pelas dicas na identificação dos mamíferos, que ajudaram a ultrapassar algumas dificuldades.

À Diana Rodrigues, Francisco Moreira e Julien Goebel pelo trabalho de campo, obrigada por todos os “cocós” recolhidos. Ainda à Diana pelo constante encorajamento e apoio em todas as fases, desde o campo até às valiosas sugestões na escrita, passando pelo laboratório e pela genética. E ao Francisco pelo apoio na realização da tese. Também ao *Defender* que “nos conduziu” durante muitos km (apesar de por vezes ter umas manias estranhas como trancar-se sozinho!).

À Jacinta Mullins pelas palavras de incentivo, as importantes sugestões e a essencial análise e identificação genética dos dejetos, sempre com a preocupação em atualizar-me sobre os resultados. *To Jacinta Mullins by the encouraging words, the important suggestions and the essential genetic analysis and identification of scats, always with the concern of updating me on the results.*

Ao Nuno Pedroso pelo apoio desde a minha chegada ao laboratório até esta fase final e a preocupação em saber se precisava de ajuda (particularmente nalguns momentos mais complicados). Por todos os conhecimentos, a bibliografia disponibilizada e as sugestões que contribuíram para a realização deste trabalho e ajudaram a melhorá-lo.

Ao Sérgio Cardoso, à Ana Eugénio, à Tatiana Alves e à Andreia Costa (alunos de Biologia da FCUL) pela disponibilidade e ajuda no laboratório.

À Sasha Vasconcelos pelo incentivo, a disponibilização das chaves de identificação e também a ajuda na identificação das ninfas.

À Marta Acácio pelo apoio e os momentos partilhados durante o mestrado, principalmente durante os trabalhos de grupo. Por ter sido uma excelente companhia no laboratório e pela ajuda na identificação dos insetos.

À Ninda Baptista por toda a ajuda e o “força aí” mesmo à distância (quando por terras africanas). Também a companhia e os momentos de pausa durante a escrita da tese.

À Patrícia Tamborino pela amizade e por me fazer acreditar que as coisas são possíveis. Obrigada também pelo esclarecimento de algumas dúvidas informáticas.

À Ana Silva por todo o apoio e as palavras de ânimo durante a realização da tese, principalmente nos momentos mais difíceis. Também pela companhia e todos os momentos de descontração.

Ao André Silva pelo incentivo constante, pelo apoio ao longo do mestrado (e mesmo antes) e pela paciência em ouvir e responder sempre às minhas dúvidas. Também pela boa disposição e todos os momentos de descontração.

A todos os amigos e colegas do Jardim Zoológico de Lisboa, do Mestrado/Faculdade e do Grupo de Ecologia e Conservação de Carnívoros do CBA/FCUL que deram apoio e mostraram interesse no meu trabalho.

À minha família, particularmente aos meus pais e mano por apoiarem as minhas decisões e por terem suportado as minhas “ausências”... em especial à minha mãe pela força de viver e o pensar positivo que me transmite! A ti dedico esta tese!

## RESUMO

---

Os habitats ripícolas são extremamente importantes para a biodiversidade, porém estão sujeitos a várias ameaças, incluindo a introdução de espécies não-nativas. Os estudos que abordam esta problemática geralmente consideram os impactos negativos dos invasores enquanto predadores, ignorando o seu papel como presas. Pretendeu-se com este estudo avaliar a resposta trófica da comunidade de carnívoros ripários à presença recente do lagostim-americano nos sistemas ribeirinhos do noroeste de Portugal. Para tal foram recolhidos dejetos de carnívoros ripários ( $N = 216$ ), em áreas invadidas e não invadidas por lagostim-americano em duas estações do ano (quente e fria), para identificação dos recursos consumidos. Para validação genética do predador que produziu cada dejecto foi efetuada uma subamostragem (35%) e, após extração do ADN fecal, foram usados marcadores moleculares (citocromo b) que permitiram a identificação de 70 como sendo de lontra e 5 de visão-americano. Com base na percentagem de ocorrência determinou-se a importância de cada presa e para caracterizar o nicho trófico usaram-se índices de diversidade (Shannon e Levins padronizado), equitabilidade (Pielou) e similaridade (Pianka). Os resultados mostraram que os recursos aquáticos foram a base da dieta dos carnívoros ripários, dependendo o consumo da área e da estação do ano. O lagostim-americano foi a presa dominante quando se encontrava disponível, registando-se alterações nas frequências de consumo de todos os outros grupos, à exceção dos peixes. Contrariando as expectativas, verificou-se um consumo significativamente mais elevado de lagostim-americano durante a estação fria. A lontra consumiu maioritariamente presas aquáticas e o visão-americano, apesar das limitações de amostragem, mostrou um maior uso de recursos terrestres. Ambas as espécies responderam positivamente à presença do lagostim-americano que surgiu como uma das presas principais. Como resultado, nas áreas invadidas o nicho trófico dos carnívoros ripários apresentou-se como menos diverso, sugerindo um regime mais especialista. Por fim, discute-se qual poderá ser o impacto da previsível expansão do lagostim-americano para a comunidade de carnívoros ripários.

**PALAVRAS-CHAVE:** carnívoros ripários, regime trófico, *Procambarus clarkii*, espécies invasoras, noroeste de Portugal.

## ABSTRACT

---

Riparian habitats are extremely important for biodiversity, but very susceptible to various threats, including non-native species introduction. Studies addressing this issue usually consider the negative impacts of invaders as predators, but ignore their role as prey. The aim of this study was to assess the trophic response of riparian carnivore community to the recent invasion of American crayfish in riverine systems of northwest Portugal. To this purpose riparian carnivores' scats (N = 216) were collected, in areas invaded and non-invaded by American crayfish in two seasons (hot and cold), and used to identify consumed resources. For genetic validation of the predator that produced each scat a subsample (35%) was selected and, after extraction of faecal DNA, molecular markers (cytochrome b) were used enabling the identification of 70 as being of otter and 5 of American mink. The relative importance of each prey was determined by the percentage of occurrence and to characterize the trophic niche diversity (Shannon and Levins standardized), evenness (Pielou) and similarity indexes were used. Results showed that aquatic resources were the bulk of riparian carnivores' diet, with prey composition depending on the area and the season. American crayfish was the dominant prey when available and changes were recorded in the frequencies of consumption of all other groups, except for fish. Against expectations, there was a significantly higher consumption of American crayfish during the cold season. Otter consumed mainly aquatic prey and American mink, despite sampling limitations, showed a greater use of land resources. Both species responded positively to the presence of the American crayfish that became one of the main prey. As a result, in invaded areas riparian carnivore trophic niche appeared less diverse, suggesting a more specialized diet. Ultimately, it is discussed the impact of the predicted expansion of the American crayfish to the riparian carnivore community.

**KEYWORDS:** riparian carnivores, diet, *Procambarus clarkii*, invasive species, northwest of Portugal.

# ÍNDICE

---

<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>i</b>
<b>RESUMO</b>	<b>iii</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>iv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1. Ecossistemas ribeirinhos	1
1.2. Carnívoros ripários	3
1.2.1. Importância da análise da dieta	4
1.3. Lagostim-americano	5
1.4. Objetivos	8
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>9</b>
2.1. Área de estudo	9
2.2. Prospeção e recolha das amostras	10
2.3. Análise laboratorial das amostras	12
2.4. Expressão e análise dos dados	13
<b>3. RESULTADOS</b>	<b>16</b>
3.1. Composição da dieta dos carnívoros ripários	16
3.1.1. Diferenças no consumo dos diferentes grupos de presas	21
3.2. Caracterização do nicho trófico dos carnívoros ripários	22
3.3. Composição da dieta da lontra	23
3.3.1. Diferenças no consumo dos diferentes grupos de presas	27
3.4. Comparação preliminar entre a composição das dietas da lontra e do visão-americano	27
<b>4. DISCUSSÃO</b>	<b>29</b>
4.1. Importância do lagostim-americano na dieta dos carnívoros ripários e fatores que podem influenciar o seu consumo	29
4.2. Influência da presença do lagostim-americano no consumo de outros grupos de presas	31
4.3. Caracterização do nicho trófico dos carnívoros ripários	33
4.4. Limitações dos dados e perspectivas futuras	34
4.5. Qual o impacto da previsível expansão do lagostim-americano na comunidade de carnívoros ripários?	36
4.6. Considerações finais	38
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>40</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>48</b>



# 1. INTRODUÇÃO

---

Um pouco por todo o mundo assiste-se a um aumento crescente das invasões por espécies não-nativas, acelerado pelas atividades humanas, que criam um mundo sem fronteiras para muitas espécies (Mack et al. 2000). Atualmente a introdução de espécies é uma das principais causas das alterações ambientais e da perda de biodiversidade (Sala et al. 2000), afetando cada vez mais a dinâmica populacional de espécies nativas, o funcionamento das cadeias tróficas e de um modo geral os processos dos ecossistemas (Vitousek et al. 1996).

A maioria da investigação sobre as consequências das invasões biológicas foca-se nos impactos negativos que as espécies introduzidas podem ter sobre as populações nativas (Rodriguez 2006), seja através de competição (e.g. Martin et al. 2010), predação (e.g. Wanless et al. 2007), hibridação (e.g. Davison et al. 1999), transmissão de doenças (e.g. Hansen 2008) ou alterações no funcionamento dos ecossistemas (e.g. Anderson et al. 2006), e em como mitigá-los (e.g. Gherardi & Holdich 1999). Porém, tem-se vindo a mostrar que os invasores podem ser importantes como recursos alimentares para várias espécies nativas, particularmente predadores generalistas (Maerz et al. 2005; Barber et al. 2008), situação que geralmente é ignorada. Ao contrário dos predadores especialistas, os generalistas podem ser mais flexíveis e explorar os recursos introduzidos, particularmente se estes não encontram competidores ou conseguem superá-los tornam-se mais abundantes (Torchin & Mitchell 2004).

Entre os ecossistemas mais invadidos estão os aquáticos, como os ribeirinhos, particularmente nas regiões temperadas (Moyle 2001). Na lista das cem piores espécies invasoras do mundo (Lowe 2000), estão incluídas algumas espécies com impacto nestes ecossistemas tais como o jacinto-de-água-comum *Eichhornia crassipes* ((Mart.) Solms), a carpa *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), o caranguejo-verde *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) e a tartaruga-da-Flórida *Trachemys scripta elegans* (Wied-Neuwied, 1839).

## 1.1. Ecossistemas ribeirinhos

As zonas ribeirinhas [Figura 1] situam-se nas margens de cursos de água tais como rios, ribeiros, riachos, lagos ou lagoas e representam a interface entre os ambientes terrestre e aquático (O'Connell et al. 1993). Estes habitats de transição constituem ecossistemas únicos, com uma contribuição considerável para a heterogeneidade e dinâmica dos habitats

adjacentes (Döring & Tockner 2008). São assim extremamente importantes nas paisagens onde se inserem, não só por manterem a qualidade da água e regularem a sua temperatura, mas também por estabilizarem os solos e controlarem o risco de inundações. Além disso, contribuem para a existência de uma elevada biodiversidade pois oferecem uma ampla multiplicidade estrutural e inúmeros recursos para a vida selvagem (e.g. Naiman & Décamps 1997; Matos 2006). Por outro lado, têm ainda um valor incomparável como corredores ecológicos para várias espécies e rotas de conectividade entre populações (Mira 2008), nomeadamente para a comunidade de carnívoros (Matos et al. 2009), assumindo uma importância cada vez mais relevante no contexto atual de fragmentação dos habitats envolventes.



**Figura 1** – Exemplo de uma zona ribeirinha na margem de um rio.

No entanto, o crescimento da população humana, o aumento do consumo e a rápida globalização têm provocado a degradação e consequentemente um desequilíbrio nos ecossistemas, designadamente através das espécies introduzidas. Francis (2011) refere que as consequências são particularmente expressivas nos habitats de águas interiores, que são facilmente invadidos causando impactos ambientais, económicos e sobre a saúde humana. O mesmo autor, na sua revisão recente do estado atual do conhecimento sobre os mais notáveis grupos invasores de água doce ao nível mundial, destaca casos de plantas, insetos, moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis e mamíferos.

Nos ecossistemas de águas interiores, os impactos causados pelas espécies invasoras têm sido elevados ao longo do último século e parecem ter tendência para aumentar rapidamente (e.g. Georgina et al. 2005). Prevê-se por exemplo que, nos sistemas aquáticos, a maior frequência de fenómenos extremos, associados às alterações climáticas, potencie o estabelecimento de espécies invasoras que se adaptam mais facilmente às novas condições ambientais (Rahel & Olden 2008).



## 1.2. Carnívoros ripários

Os carnívoros ripários são animais que vivem associados às zonas ripícolas, nas quais procuram alimento e refúgio. Muitas destas espécies exibem modificações anatómicas e fisiológicas ao estilo de vida que apresentam, estando estas relacionadas com adaptações ao meio aquático (Dunstone & Gorman 1998).

Várias espécies de carnívoros estão associadas às zonas ribeirinhas, no entanto a utilização relativa deste habitat varia entre elas (O'Connell et al. 1993). Em Portugal a espécie mais dependente é a lontra euroasiática *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) e, em certa medida, o toirão *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) [Anexo 1]. Outras como a fuinha *Martes foina* (Erxleben, 1777), o texugo *Meles meles* (Linnaeus, 1758), a geneta *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758), o sacarrabos *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758), a raposa *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) ou o gato-bravo *Felis silvestris* (Schreber, 1777) também são atraídas a estes locais, principalmente em paisagens muito humanizadas, porém não estão estritamente dependentes dos habitats ripícolas (Matos 2006).

A associação destas espécies de carnívoros com os habitats ripícolas está sobretudo relacionada com a diversidade e abundância de presas, tanto aquáticas como terrestres. Também os recursos vegetais, como os frutos procurados por alguns carnívoros generalistas (e.g. texugo e fuinha) durante determinados períodos do ano, são mais abundantes em áreas ripárias que nas zonas adjacentes (O'Connell et al. 1993).

Relativamente aos recursos tróficos consumidos pelos predadores ripários, estes são, pelo menos uma parte, capturados dentro de água. A lontra incide a sua alimentação sobre peixes, anfíbios e crustáceos (e.g. Kruuk 2006), enquanto espécies como o toirão, que utiliza sobretudo presas terrestres (e.g. Santos et al. 2009), procuram estes locais em períodos de elevada abundância de mamíferos aquáticos e/ou anfíbios (e.g. Lodé 1997).

As espécies de carnívoros que despendem a totalidade ou grande parte do seu tempo nestes ecossistemas deparam-se com várias ameaças. Desde a destruição dos habitats à poluição dos rios, passando pela construção de infraestruturas que configuram barreiras (e.g. barragens e estradas) e outros tipos de perturbação humana, até à competição com espécies introduzidas; todos estes fatores afetam a estrutura e dinâmica das suas populações, podendo mesmo colocar em risco a sua sobrevivência (Cabral et al. 2005). Um exemplo bem conhecido destes tipos de impactos foi a introdução do visão-americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) [Anexo 1] na Europa (Bonesi & Palazon 2007).

Após a sua introdução com fins comerciais (produção de peles para casacos), naturalizou-se em vários países, devido a fugas acidentais ou libertações deliberadas a partir de quintas de criação. Nesses locais é considerado uma espécie invasora, competindo com carnívoros nativos (e.g. lontra e toirão), muito em particular com o visão-europeu *Mustela lutreola* (Bonesi & Palazon 2007).

Em Portugal o visão-americano foi introduzido no noroeste do país (área de estudo deste trabalho), no final dos anos 80 (Vidal-Figueroa & Delibes 1987). Mas apenas em 2010 se deu início a um estudo<sup>1</sup> que pretende avaliar a dispersão deste invasor e compreender o tipo de interação com as espécies nativas como a lontra, que apresenta o estatuto de Pouco Preocupante (Cabral et al. 2005) apesar de a nível global estar classificada como Quase Ameaçada (IUCN 2011), e o toirão, que apresenta o estatuto de Insuficientemente Conhecido embora se suspeite estar ameaçado devido a evidências de declínio (Cabral et al. 2005).

### **1.2.1. Importância da análise da dieta**

Uma das formas mais importantes de abordar as relações entre diferentes seres vivos que compartilham o mesmo habitat é através do estudo da ecologia trófica dos mesmos (Clavero et al. 2008). No caso dos carnívoros ripários a reduzida densidade populacional, o comportamento discreto e os hábitos essencialmente noturnos dificultam o seu estudo por observação direta. Consequentemente, a determinação da sua dieta é geralmente efetuada de forma indireta, através por exemplo da análise dos dejetos. A procura destes indícios é facilitada pelo hábito dos carnívoros defecarem em caminhos ou pontos conspícuos para marcação territorial (Long et al. 2008).

A análise da dieta através dos dejetos é amplamente utilizada não só por ser um método não-invasivo e aplicável a largas escalas (Mills 1996), mas também por ser pouco dispendioso, rápido de aplicar e também possibilitar a recolha de uma maior quantidade de amostras (Litvaitis 2000). A consequente análise laboratorial, através da separação, identificação e quantificação dos restos das presas consumidas, é uma das metodologias mais utilizadas em ecologia, embora coloque algumas dificuldades de interpretação (Reynolds & Aebischer 1991). Outras técnicas mais recentes estão a ser cada vez mais

---

<sup>1</sup> No âmbito do projeto em que se insere esta tese.

empregues, nomeadamente a análise através de isótopos estáveis e de marcadores moleculares (Carreon-Martinez & Heath 2010), porém ainda são consideradas dispendiosas.

Os hábitos alimentares dos carnívoros são um dos aspetos mais estudados da sua ecologia seja para conhecer a composição da sua dieta (e.g. Palazón et al. 2008) e as suas preferências alimentares (e.g. Miranda et al. 2008), comparar a variação espacial (e.g. Lozano et al. 2006) e/ou sazonal (e.g. Rosalino et al. 2005) do seu nicho trófico, compreender as interações predador-presa (e.g. Ahola et al. 2006) e predador-predador (e.g. Bonesi et al. 2004), ou perceber como lidam com a disponibilidade dos recursos tróficos (e.g. Sales-Luís et al. 2007) incluindo alterações na comunidade de presas (e.g. Villafuerte et al. 1996). De um modo geral este conhecimento pode também constituir uma importante ferramenta para a conservação das espécies de carnívoros, nomeadamente se tivermos em conta que parâmetros como a condição corporal, o êxito reprodutor ou mesmo a sobrevivência destes predadores, estão relacionados com a qualidade da sua alimentação (Ruiz-Olmo & Clavero 2008).

### 1.3. Lagostim-americano

O lagostim-americano-da-Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) [Figura 2], também conhecido por lagostim-vermelho ou simplesmente lagostim-americano, é um crustáceo (Decapoda, Cambaridae) originário do nordeste do México e região centro-sul dos Estados Unidos (Souty-Grosset et al. 2006).



**Figura 2** – Exemplos de *Procambarus clarkii* (lagostim-americano).

Introduzido um pouco por todo o Mundo, exceto na Austrália e na Antártida, atualmente é a espécie de lagostim com distribuição mais generalizada (Hobbs et al. 1989; Gherardi 2006). Em Espanha a introdução, com fins comerciais (principalmente para alimentação humana), ocorreu no início dos anos 70, tendo-se expandido rapidamente por

quase toda a Península Ibérica (Habsburgo-Lorena 1983). A chegada a Portugal ocorreu de forma accidental ou por imigração através dos sistemas fluviais espanhóis remontando a primeira observação da sua presença em território nacional a 1979 no rio Caia, concelho de Portalegre (Ramos & Pereira 1981).

A sua adaptabilidade e tolerância a uma vasta gama de condições ambientais (Ilhéu et al. 2003) fizeram com que se expandisse por todo o território nacional onde foi invadindo a maioria dos habitats de água doce (Correia 1995), não só nas regiões sul e centro do país (e.g. Adão & Marques 1993; Anastácio & Marques 1995), mas também nas zonas mais frias a norte (e.g. Fidalgo et al. 2001), tendo chegado recentemente<sup>2</sup> à região noroeste de Portugal (área de estudo deste trabalho).

Atualmente está incluída na lista de espécies que mais ameaçam a biodiversidade aquática na Europa (Gherardi & Panov 2006), entre as 20 invasoras mais prejudiciais em Espanha (Capdevila-Argüelles & Zilletti 2006) e a nível nacional, de acordo com o Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro, é considerada também invasora. Esta designação é atribuída a “uma espécie susceptível de, por si própria, ocupar o território de uma forma excessiva, em área ou em número de indivíduos, provocando uma modificação significativa nos ecossistemas”.

O estabelecimento e proliferação do lagostim-americano têm provocado alterações significativas nas características e funcionamento de grande parte dos ecossistemas aquáticos continentais da Península Ibérica (Gutiérrez-Yurrita & Montes 1999; Geiger et al. 2005), resultando em prejuízos ecológicos e socioeconómicos. Entre eles destacam-se a destruição do habitat, devido à ação escavadora de sistemas dominados por macrófitas, com a consequente alteração da qualidade da água e características do solo (e.g. Anastácio & Marques 1996; Rodríguez et al. 2003), a introdução de parasitas fúngicos transmissores de doenças (e.g. Diéguez-Uribeondo & Söderhäll 1993; Aquiloni et al. 2011), a competição com lagostins autóctones (e.g. Gil-Sánchez & Alba-Tercedor 2002) e a predação de diversas espécies de flora e fauna nativas (e.g. Gutiérrez-Yurrita et al. 1998; Cruz et al. 2006), levando à perda de biodiversidade e degradação dos ecossistemas (Rodríguez et al. 2005).

---

<sup>2</sup> No DL nº 565-99 de 21 Dezembro, que regulamenta a introdução de espécies não indígenas em Portugal, *Procambarus clarkii* já se encontra referida como espécie invasora nas bacias do Douro e do Leça. Para outras datas, na região noroeste de Portugal, consultar o trabalho de Moreira (2011).

Por outro lado, o lagostim-americano tem um papel importante nas cadeias tróficas terrestres e aquáticas (Huner & Barr 1991), tornando-se rapidamente um componente principal na dieta de predadores invertebrados (e.g. Witzig et al. 1896) e vertebrados, desde peixes e répteis (e.g. Ottonello et al. 2005; Aquiloni et al. 2010) a aves e mamíferos (e.g. Peris et al. 1994; Correia 2001) [Tabela 1].

**Tabela 1** – Frequência de ocorrência e percentagem na dieta de lagostim-americano nos estômagos de predadores vertebrados (compilado por Geiger et al. 2005).

Espécies	% ocorrência	% dieta			Fonte
		Média	Máximo	Biomassa	
Peixes					
<i>Esox lucius</i>	72,5	82,9		72,4	Elvira et al. (1996)
<i>Micropterus salmoides</i>	5,8	0,9		9,9	García-Berthou (2002)
<i>M.- salmoides</i> (> 250 mm; verão)				50-100	García-Berthou (2002)
<i>M. salmoides</i>	72,2				Montes et al. (1993)
<i>Anguilla anguilla</i>	66,7				Montes et al. (1993)
Aves					
<i>Gelochelidon nilotica</i>		40,1		70,1	Costa (1984)
<i>Nycticorax nycticorax</i>		70	71		Correia (2001)
<i>Egretta garzetta</i>		52	86		Correia (2001)
<i>Ardea cinerea</i>		21	40		Correia (2001)
<i>Ardea purpurea</i>		30	31,5		Correia (2001)
<i>Ciconia ciconia</i>		67	86		Correia (2001)
Mamíferos					
		67	85		Correia (2001)
<i>Lutra lutra</i>	80,3				Adrián & Delibes (1987)
		22,7	42,2		Ruíz-Olmo et al. (2002)
<i>Herpestes ichneumon</i>		26	49		Correia (2001)
	5,6			1,7	Palomares & Delibes (1991)
<i>Vulpes vulpes</i>		14	27,5		Correia (2001)
		5	10		Correia (2001)
<i>Genetta genetta</i>	0,8			0,1	

Situações como esta têm permitido mostrar que as espécies invasoras podem ter alguns efeitos positivos nas comunidades nativas, inclusive aumentar as populações até então ameaçadas. Foi o que concluíram Poulin et al. (2007) ao verificar que o aumento do efetivo de abetouro-comum *Botaurus stellaris* (Linnaeus, 1758) na Camarga Francesa se devia em parte à abundância de lagostim-americano. Mais recentemente Tablado et al. (2010), ao estudarem os efeitos a longo-prazo desta presa invasora nas marismas em Espanha, notaram que cerca de 60% dos predadores locais consumiam-no regularmente e que após a colonização do mesmo tinha aumentado significativamente a abundância desses predadores.

Os mamíferos carnívoros são um dos grupos que exerce maior ação predatória sobre o lagostim-americano. Em Portugal, uma das espécies que mais tem alterado a sua dieta em resposta à presença deste invasor tem sido a lontra, alimentando-se dele sempre que se

encontra disponível (e.g. Beja 1996). No entanto, outros estudos apresentam respostas semelhantes e abrangem mais espécies desta comunidade, como o de Florêncio (1993) que avaliou a importância de lagostim-americano como recurso alimentar da comunidade de carnívoros, em particular de geneta, na Reserva Natural do Paúl do Boquilobo; e, o de Correia (2001) que analisou a forma como mamíferos (ordem Carnívora) e aves (ordem Ciconiformes), da bacia do rio Tejo, reagem à presença desta presa invasora.

Por estarmos perante uma espécie invasora, e em alguns casos considerada uma praga, mas que ao mesmo tempo pode representar um recurso trófico importante, torna-se fundamental aprofundar esta questão e conhecer melhor o seu papel para a ecologia trófica da comunidade de carnívoros.

#### **1.4. Objetivos**

Comparando áreas invadidas por *Procambarus clarkii* com áreas próximas não invadidas por esta presa, pretende-se com este estudo avaliar a resposta trófica da comunidade de carnívoros que habita os sistemas ribeirinhos do noroeste de Portugal, perante um cenário de invasão recente pelo lagostim-americano. Também se pretende contribuir com novos dados sobre a ecologia trófica dos carnívoros ripários e o impacto de presas não-nativas nos ecossistemas, que possam ser úteis para a gestão e conservação desta comunidade. Para tal são testadas as seguintes hipóteses:

- ✓ H1: os carnívoros ripários baseiam a sua dieta em recursos aquáticos;
- ✓ H2: em áreas recentemente invadidas por lagostim-americano esta presa torna-se o recurso trófico dominante para os carnívoros ripários;
- ✓ H3: o lagostim-americano é consumido mais frequentemente durante a estação quente, ou seja, quando se encontra mais ativo.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

---

### 2.1. Área de estudo

Este trabalho teve como área de estudo os ecossistemas ribeirinhos do noroeste de Portugal continental - distritos de Viana do Castelo, Braga e Porto - circunscritos a norte pelo rio Minho (que faz fronteira com Espanha), a sul pelo rio Douro, a oeste pelo oceano Atlântico e a este por sistemas orográficos que incluem as serras da Peneda-Soajo, do Gerês e do Alvão-Marão. Estas montanhas ocupam os interflúvios dos principais cursos de água, os quais fluem numa direção ENE-WSW, com vários afluentes. As represas/albufeiras resultantes de açudes/barragens originam flutuações marcadas no nível da água dos sistemas lóticos ao longo do ano (Monteiro et al. 2005).

Integrado na região biogeográfica Atlântica, com influências mediterrânicas na zona sudeste, o noroeste de Portugal é influenciado pelo clima temperado marítimo, com ventos predominantes de oeste (Sundseth 2010). O Inverno apresenta-se chuvoso, havendo possibilidade de queda de neve nas zonas de maior altitude, com temperaturas médias a rondar os 9°C; e, o Verão é pouco quente e nunca superior a dois meses secos, com temperaturas médias de 20°C. A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm, atingindo nesta zona os valores mais elevados de Portugal continental, devido aos efeitos da barreira de condensação provocados pela sua posição geográfica (Costa et al. 1998; IM IP 2011).

A paisagem da região resulta de uma longa ocupação humana, principalmente ao longo dos principais cursos de água, e da diferente combinação de unidades de vegetação distintas: ripícola, floresta, matos e zonas agrícolas (Gomes et al. 2001). Junto às margens das linhas de água predominam os bosques mistos de caducifólias com carvalho-alvarinho *Quercus robur* (Linnaeus), amieiro *Alnus glutinosa* ((L.) Gaertn.), salgueiros *Salix* sp. e freixo *Fraxinus angustifolia* (Vahl), plantações de pinheiro-bravo *Pinus pinaster* (Aiton) e eucalipto *Eucalyptus globulus* (Labill), matos de urzes *Erica* sp., tojos *Ulex* sp., feto-real *Osmunda regalis* (Linnaeus), silvas *Rubus* sp. ou da infestante acácia *Acacia* sp. (Alves et al. 1998, Costa et al. 1998). Apesar da elevada pressão antropogénica, as galerias ribeirinhas apresentam-se relativamente bem conservadas (INAG 2002).

Destaca-se também a presença de uma elevada diversidade faunística, nomeadamente de várias espécies ameaçadas em Portugal, como a truta-marisca *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758), o tritão-palmado *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789) e o

cágado-de-carapaça-estriada *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), algumas das quais endemismos ibéricos, como o verdemã-do-norte *Cobitis calderoni* (Bacescu, 1962), a salamandra-lusitânica *Chioglossa lusitanica* (Bocage, 1864) ou a toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy, 1811) (Cabral et al. 2005).

A importância florística e faunística desta região reflete-se ainda na atribuição de estatuto de proteção a algumas áreas designadas como Rede Natura 2000, nomeadamente Zonas Especiais de Conservação - ZEC (e.g. Serras da Peneda e Gerês e Rio Lima) e Zonas de Proteção Especial - ZPE (e.g. Estuários dos Rios Minho e Coura) (ICN 2006). Contudo, nalguns locais as espécies nativas enfrentam várias ameaças, como a destruição e perturbação dos habitats, a poluição dos sistemas fluviais principalmente por atividades agrícolas e industriais, a construção de barragens e outras infraestruturas ou a introdução de espécies não indígenas (e.g. Prenda et al. 2006). Relativamente a este último problema, e no referente à biodiversidade ribeirinha, para além de diversas espécies de ictiofauna não-nativa, como a carpa *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) e a perca-sol *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), destaca-se na região a presença do visão-americano (Vidal-Figuerola & Delibes 1987) e do lagostim-americano (Moreira 2011).

## 2.2. Prospeção e recolha das amostras

A amostragem decorreu nos rios Lima, Ave, Vizela e Sousa, e alguns tributários secundários, entre Julho de 2010 e Junho de 2011. No total foram prospetadas 46 estações de amostragem, 21 em áreas invadidas (A.I.) e 25 em áreas não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano [Figura 3, Anexo 2]. A seleção das estações de amostragem teve em conta a maior probabilidade de deteção de indícios de presença de carnívoros ripários, considerando os requisitos ecológicos das espécies e a acessibilidade. A identificação das áreas invadidas e não invadidas por lagostim-americano teve por base o recente trabalho de Moreira (2011)<sup>3</sup>, no qual foi determinada a distribuição atual do lagostim-americano na região noroeste de Portugal.

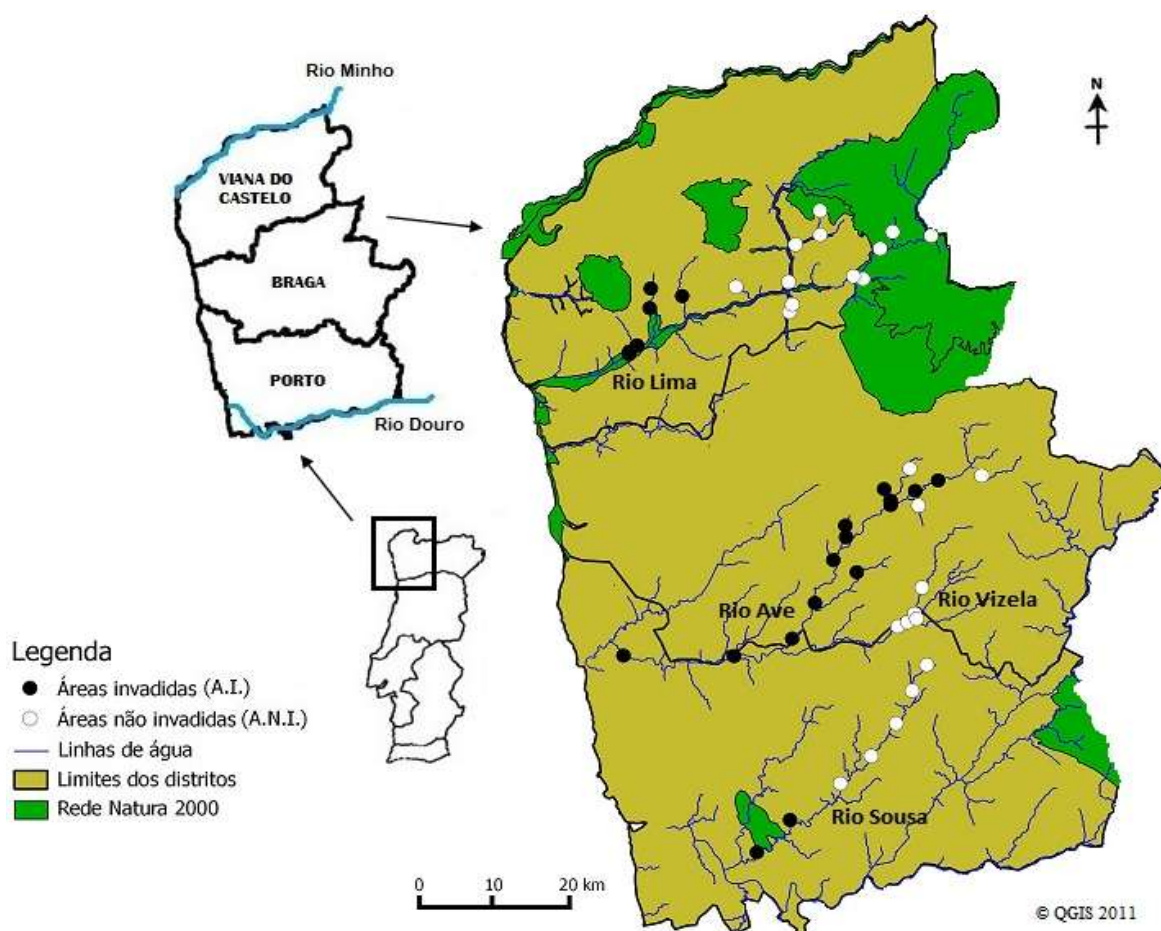
Para recolha dos dejetos dos carnívoros mais dependentes do ambiente ripário (lontra, visão-americano e toirão) foram efetuados transectos a pé, ao longo das margens das linhas de água, com comprimento aproximado de 100 metros. A opção por utilizar este valor, inferior ao que geralmente é utilizado em estudos semelhantes para lontra

---

<sup>3</sup> Este trabalho foi realizado no âmbito do mesmo projeto em que se insere esta tese.



(e.g. Ruiz-Olmo et al. 1998; Sales-Luís et al. 2007), esteve relacionada com o facto de na região as condições climáticas propiciarem o desenvolvimento da vegetação, dificultando deste modo a prospeção em longas extensões de margem. Devido a esta particularidade, tiveram de procurar-se áreas mais abertas (tarefa condicionada pelos objetivos do projeto onde este estudo esteve inserido) para então realizar a prospeção.



**Figura 3** – Localização da área de estudo (noroeste de Portugal) e das respetivas estações de amostragem (● áreas invadidas por lagostim-americano, ○ áreas não invadidas por lagostim-americano) onde foram recolhidos os dejetos dos carnívoros ripários. Devido à escala alguns pontos de amostragem encontram-se sobrepostos.

Todos os dejetos encontrados foram individualizados em tubos de plástico contendo etanol<sup>4</sup>, identificados e georreferenciados. Para cada dejetos procedeu-se ao registo dos seguintes parâmetros: data, nome do local/rio, coordenadas geográficas (GPS), identificação provável da espécie (quando possível, com base em características como a localização no terreno, a forma e o odor [Anexo 1]) e estado (fresco/seco).

<sup>4</sup> O etanol foi utilizado com o objetivo de evitar a degradação do material genético (ADN) contido nos dejetos permitindo a identificação genética da espécie de carnívoro produtora dos mesmos.

## 2.3. Análise laboratorial das amostras

No laboratório, seguindo um protocolo utilizado previamente por outros autores (e.g. Jenkins et al. 1979; Pedroso 1997), cada dejetos foi colocado em água quente com algumas gotas de detergente e, depois de agitado, foi deixado mergulhado durante a noite de modo a dissolver as substâncias mucilaginosas existentes e desagregar os restos de presas não digeridos. De seguida efectuou-se uma lavagem em água corrente através de um crivo de 0,5 mm de malha. O material retido foi passado para uma caixa de Petri, onde foram triadas (com o auxílio de uma lupa binocular) as peças diagnosticantes das presas (e.g. restos de invertebrados, ossos, escamas, penas, pêlos, sementes), que foram depois separadas por classes e armazenadas em caixas de Petri e/ou tubos de plástico devidamente etiquetados.

Posteriormente foi efectuada a identificação das presas até ao nível taxonómico com maior rigor possível, utilizando coleções de referência, a consulta de especialistas e bibliografia específica: peças do exosqueleto do lagostim-americano (Freitas 1999), ossos (e.g. Prenda et al. 1997; Miranda & Escala 2002) e escamas (Novais et al. 2010) de peixes, ossos de anfíbios (Felix & Montori 1986; Ferreira 2002), escamas de répteis, pêlos de mamíferos (Pinto 1978; Teerink 1991), penas de aves (Brom 1986), restos de outros artrópodes e de material vegetal.

A inclusão dos insetos (aqui englobados no grupo dos outros artrópodes) no regime alimentar de carnívoros, particularmente da lontra, levanta algumas dúvidas devido ao facto de várias espécies de peixes também se alimentarem destas presas. Para minimizar o problema do consumo indireto, e à semelhança de outros autores (e.g. Farinha 1995), apenas foram tidos em conta aqueles com comprimento superior a 1 cm.

Relativamente ao material vegetal, só foram consideradas as sementes de frutos ou leguminosas, pelo facto de outros materiais (e.g. gramíneas), poderem ter sido consumidos involuntariamente quando da manipulação das presas nas margens ou terem sido incorporados no local de deposição do dejetos.

A identificação de espécies de carnívoros com base exclusivamente em características fenotípicas dos dejetos tem sido alvo de controvérsia (e.g. Foran et al. 1997), sendo um factor de erro a considerar em áreas com elevada diversidade de espécies, sobretudo se as mesmas são próximas filogeneticamente. Por outro lado, apesar do número de espécies com capacidade de capturar presas no meio aquático ser reduzido, em ambientes Mediterrânicos a importância da vegetação ripícola como zona de refúgio ou

corredor de movimento tem sido demonstrada para carnívoros com afinidades terrestres (Matos et al. 2009), o que potencia o número de espécies desta comunidade possíveis de encontrar em ecossistemas ripícolas. Deste modo, como medida de validação das identificações efetuadas no campo, e apesar de limitações de ordem logística e financeira não permitirem a análise de todas as amostras recolhidas, foi feita uma subamostragem dos dejetos (35%), tendo um membro do projeto (Jacinta Mullins) procedido à identificação genética dos mesmos utilizando marcadores moleculares (citocromo b) definidos para o efeito (Fernandes et al. 2008; Harrington et al. 2010). Esta análise, para além de confirmar a identificação correta dos carnívoros ripários e permitir averiguar a frequência relativa dos dejetos das espécies alvo de estudo, permitirá ainda comparar a dieta a nível específico e não somente uma generalização da dieta aos carnívoros ripários.

## **2.4. Expressão e análise dos dados**

A temperatura de 12°C é considerada na literatura (e.g. Anastácio et al. 1999) como o limite a partir do qual se verifica uma redução significativa na atividade do lagostim-americano. Tendo por base os valores do SNIRH (2011) para a temperatura média do ar durante o período de amostragem, os dejetos foram separados por duas estações: quente (superior ou igual a 12°C) e fria (inferior a 12°C). Esta divisão corresponde sensivelmente aos meses mais quentes (Abril a Setembro) e aos meses mais frios (Outubro a Março), respetivamente.

Para expressar quantitativamente o espectro alimentar, nas áreas invadidas e não invadidas por lagostim-americano, foi calculado o número de ocorrências (NO), traduzido pela quantidade de dejetos nos quais ocorre uma determinada categoria de presa. A importância relativa de cada tipo de presa foi estimada pela percentagem de ocorrência (PO = quociente entre o número de ocorrências de determinada categoria de presa/número total de ocorrências de todas as categorias de presas \* 100).

Considerando as frequências de ocorrência relativa foi determinada a importância dos grupos de presas no espectro alimentar, de acordo com a classificação proposta por Skuratowicz (1950 *in* Farinha 1995): recurso básico (PO > 20%), recurso constante (5% < PO ≤ 20%), recurso suplementar (1% < PO ≤ 5%) e recurso ocasional (PO ≤ 1%).

A significância das diferenças observadas aos níveis espacial e sazonal, relativamente ao consumo de cada uma das classes de presa partilhadas, foi testada através do teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) modificado para proporções binomiais (Simpson et al. 1960). A

adequação do valor crítico de  $p$  foi efetuada através da correção de Bonferroni, de acordo com o número de comparações a efetuar (Quinn & Keough 2002).

Para caracterizar o nicho trófico dos carnívoros ripários, foi comparada a exploração das categorias de presas, entre áreas e estações, recorrendo aos índices de diversidade, equitabilidade e similaridade que se apresentam na Tabela 2.

**Tabela 2** – Fórmulas dos índices de diversidade (Shannon-Wiener e Levins padronizado), equitabilidade (Pielou) e similaridade (Pianka) utilizados neste estudo.  $p_i$  - percentagem de ocorrência da categoria  $i$ ,  $\ln$  - logaritmo na base  $e$ ,  $n$  - número total de categorias de presas,  $B$  - índice de Levins,  $H_{max}$  - diversidade máxima teórica,  $j$  e  $k$  - amostras a comparar,  $p_{ij}$  e  $p_{ik}$  - percentagem de ocorrência da categoria  $i$  nas respetivas amostras.

Diversidade	Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ )	$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$
	Índice de Levins padronizado ( $B_A$ )	$B_A = \frac{B-1}{n-1} \text{ em que } B = 1 / \sum_{i=1}^n p_i^2$
Equitabilidade	Índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ )	$J' = \frac{H'}{H_{max}} \text{ em que } H_{max} = \ln n$
Similaridade	Índice de Pianka ( $O_{jk}$ )	$O_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (p_{ij}^2)(p_{ik}^2)}}$

A diversidade de presas foi obtida pelo índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), que considera a riqueza específica e a abundância relativa das espécies envolvidas. Os valores variam entre 0 e  $n$  (número máximo de categorias de presas), considerando-se uma maior diversidade quanto mais elevado for o valor do índice, ou seja, quanto maior for o número de categorias e mais semelhantes as suas abundâncias relativas (Zar 2010).

A amplitude do nicho trófico foi estimada através da fórmula padronizada do índice de Levins ( $B_A$ ), um índice de dominância. Este índice varia entre 0 e 1 e quanto mais elevado maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie. De acordo com os valores deste índice uma dieta dominada por poucas categorias de presa (valores baixos) sugere um regime especialista, enquanto um nicho mais amplo (valores mais elevados) traduz um regime generalista (Krebs 1989).

Para avaliar a equitabilidade foi usado o índice de Pielou ( $J'$ ), que expressa a relação entre a diversidade real ( $H'$ ) e a diversidade máxima teórica. Este permite assim representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as presas existentes. O seu valor varia entre 0 (uniformidade mínima) e 1 (uniformidade máxima).

O nível de sobreposição dos nichos tróficos (similaridade) foi obtido pelo índice de Pianka ( $O_{jk}$ ) (Pianka 1974), cujo valor varia entre 0 e 1, aumentando quanto maior o grau de sobreposição, isto é, quantos mais recursos tróficos existirem em comum. De acordo com o valor deste índice, Sidorovich et al. (2001) reconheceram três níveis de sobreposição: 0-0,49 reduzida; 0,50-0,74 moderada; 0,75-1 elevada.

Considerando o índice de Shannon-Wiener, aplicou-se um teste estatístico proposto por Hutcheson (1970 *in* Zar 2010), no qual as amostras foram comparadas duas a duas, aos níveis espacial e sazonal, testando a hipótese nula que dois índices de diversidade  $H'$  provêm de duas comunidades com igual diversidade de espécies. Procedeu-se à correção do valor crítico de  $p$  pelo método de Bonferroni, de acordo com o número de combinações realizadas.

A análise dos dados foi efetuada com recurso aos programas Microsoft® Office Excel® 2010 e STATISTICA 10 © StatSoft Inc.

### 3. RESULTADOS

---

No total foram analisados 216 dejetos de carnívoros ripários, cuja distribuição quantitativa em cada área amostrada (áreas invadidas e áreas não invadidas) e durante as duas estações do ano consideradas (estação quente e estação fria) se encontra indicada na Tabela 3.

**Tabela 3** – Distribuição quantitativa dos dejetos dos carnívoros ripários (N = 216) recolhidos nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano, durante as estações quente (E.Q.) e fria (E.F.).

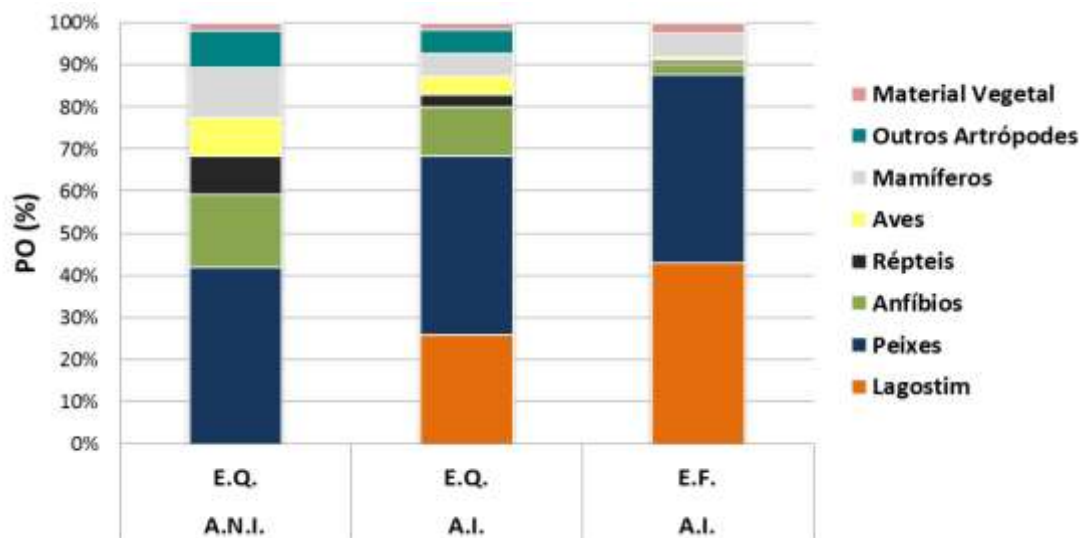
	E.Q.	E.F.	
A.I.	80	64	<b>144</b>
A.N.I.	69	3	<b>72</b>
	<b>149</b>	<b>67</b>	

Os valores mostram que 67% dos dejetos foram encontrados nas áreas invadidas e cerca de 69% recolhidos durante a estação quente. A análise dos dejetos dos carnívoros ripários revelou diferenças significativas entre as duas áreas ( $\chi^2 = 29,152$ , g.l. = 13,  $p < 0,010$ ) e extremamente significativas entre as estações quente e fria ( $\chi^2 = 151,49$ , g.l. = 15,  $p < 0,000$ ).

Devido principalmente às condições climáticas adversas (períodos de chuva constantes), a prospeção nas A.N.I. durante a estação fria resultou numa reduzida amostragem (N = 3). Devido a este facto optou-se por não considerar estes dejetos na análise dos dados (por conseguinte nas A.N.I. será apenas apresentada a análise referente à estação quente).

#### 3.1. Composição da dieta dos carnívoros ripários

De um modo geral, durante o período de amostragem, os carnívoros ripários consumiram os mesmos grupos de presas em ambas as áreas (com a exceção clara do lagostim-americano, que naturalmente só ocorreu nas A.I., e de outros artrópodes que não ocorreram durante a estação fria nas A.I.). No entanto notam-se algumas diferenças nas proporções do consumo [Figura 4].



**Figura 4** – Percentagem de ocorrência (%) dos grupos de presas encontrados nos dejetos dos carnívoros ripários, recolhidos nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano durante as respetivas estações quente (E.Q.) e fria (E.F.).

Nas A.N.I. os peixes foram a classe mais predada, com 42,1% da ocorrência total das categorias, seguida pelos anfíbios (17,0%) e pelos mamíferos (11,8%). Nas A.I. a ictiofauna foi também a mais frequente, com uma PO de 43,4%. Realça-se também o elevado consumo de lagostim-americano que no entanto apresentou uma grande variação entre a estação quente (26,0%) e a estação fria (43,1%). Comparando as ocorrências durante a estação quente, nas áreas em que o lagostim-americano se encontra disponível verifica-se que as restantes categorias apresentam valores de percentagem de ocorrência mais reduzidos que os encontrados nas A.N.I.

O espectro alimentar dos carnívoros ripários durante o período de amostragem, com a identificação dos vários *taxa* e os respetivos valores da percentagem de ocorrência (PO), nas duas áreas amostradas e nas correspondentes estações, estão expressos na Tabela 4.

De acordo com os resultados obtidos, nos dejetos analisados dos carnívoros ripários foram detetadas 456 ocorrências (numa média de duas por dejetos) distribuídas por 58 categorias de presas [Anexo 3.1], pertencentes a oito grupos principais: peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, lagostim, outros artrópodes e material vegetal. Destas categorias, 22 correspondem à identificação à espécie e sete ao género, sendo que nalguns casos não foi possível proceder a uma identificação com maior rigor taxonómico pelo facto das peças se encontrarem danificadas.

**Tabela 4** – Composição da dieta dos carnívoros ripários e importância relativa das várias categorias de presas expressa através da percentagem de ocorrência (PO, %), durante a estação quente (E.Q.) nas áreas não invadidas (A.N.I.) e invadidas (A.I.) e estação fria (E.F.) nas áreas invadidas. As amostras com peças não identificáveis estão classificadas como NI.

CATEGORIAS TAXONÓMICAS DOS RECURSOS PREDADOS PELOS CARNÍVOROS RIPÁRIOS (N=58)		PO (%)		
		A.N.I.	A.I.	A.I.
		E.Q. (NO=152)	E.Q. (NO=181)	E.F. (NO=123)
<b>Filo CHORDATA</b>		<b>89,47</b>	<b>66,85</b>	<b>54,47</b>
<b>Classe Actinopterygii</b>		<b>42,11</b>	<b>42,54</b>	<b>44,72</b>
	Teleostei NI	2,63	6,08	3,25
Família Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	3,29	2,21	0,00
Família Centrarchidae	Centrarchidae NI	0,00	0,55	0,81
	<i>Lepomis gibbosus</i>	2,63	2,76	13,01
	<i>Micropterus salmoides</i>	0,00	0,55	0,00
Família Cobitidae	<i>Cobitis calderoni</i>	0,00	0,55	0,00
Família Cyprinidae	Cyprinidae NI	7,89	9,94	11,38
	<i>Achondrostoma oligolepis</i>	1,32	6,63	2,44
	<i>Carassius auratus</i>	0,00	1,10	0,81
	<i>Gobio lozanoi</i>	8,55	6,08	6,50
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	3,29	0,00	1,63
	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	1,97	2,21	0,81
	<i>Squalius carolitertii</i>	3,95	1,10	2,44
Família Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	0,00	0,55	0,00
Família Salmonidae	Salmonidae NI	6,58	2,21	1,63
<b>Classe Amphibia</b>		<b>17,11</b>	<b>11,60</b>	<b>2,44</b>
Ordem Anura	Anura NI	3,95	3,87	0,00
	Hylidae/Ranidae	0,00	0,55	0,00
Família Bufonidae	<i>Bufo bufo/Epidalea calamita</i>	1,32	1,66	0,00
	<i>Bufo bufo</i>	0,00	0,00	0,81
Família Hylidae	<i>Hyla arborea</i>	1,97	1,10	0,00
Família Pelobatidae	<i>Pelobates cultripes</i>	0,00	0,55	0,00
Família Ranidae	<i>Pelophylax perezi</i>	1,97	1,10	0,81
	<i>Rana iberica</i>	5,92	1,66	0,81
Ordem Caudata	Caudata NI	1,97	1,10	0,00
<b>Classe Reptilia</b>		<b>9,21</b>	<b>2,76</b>	<b>0,81</b>
	Reptilia NI	0,66	0,00	0,81
Família Colubridae	<i>Natrix</i> sp.	7,24	2,21	0,00
Família Gekkonidae	<i>Tarentola mauritanica</i>	0,00	0,55	0,00
Família Lacertidae	<i>Timon lepidus/Lacerta schreiberi</i>	0,66	0,00	0,00
Família Scincidae	<i>Chalcides</i> sp.	0,66	0,00	0,00
<b>Classe Aves</b>		<b>9,21</b>	<b>4,42</b>	<b>0,81</b>
	Aves NI	1,97	1,10	0,00
Ordem Accipitriformes	Accipitriformes NI	0,00	0,55	0,00
Ordem Anseriformes	Anatidae NI	0,00	0,55	0,81
Ordem Charadriiformes	Recurvirostridae/Haematopodidae NI	1,97	0,00	0,00
Ordem Columbiformes	Columbidae NI	3,29	0,00	0,00
Ordem Galliformes	Galliformes NI	1,97	0,00	0,00
Ordem Passeriformes	Passeriformes NI	0,00	2,21	0,00

(continua na página seguinte)



**Tabela 4** – (continuação) Composição da dieta dos carnívoros ripários e importância relativa das várias categorias de presas expressa através da percentagem de ocorrência (PO, %), durante a estação quente (E.Q.) nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) e estação fria (E.F.) nas áreas invadidas. As amostras com peças não identificáveis estão classificadas como NI.

CATEGORIAS TAXONÓMICAS DOS RECURSOS PREDADOS PELOS CARNÍVOROS RIPÁRIOS (N=58)		PO (%)		
		A.N.I.	A.I.	A.I.
		E.Q. (NO=152)	E.Q. (NO=181)	E.F. (NO=123)
<b>Classe Mammalia</b>		<b>11,84</b>	<b>5,52</b>	<b>5,69</b>
	Mammalia NI	0,00	0,55	0,00
Ordem Lagomorpha	<i>Lepus granatensis/Oryctolagus cuniculus</i>	6,58	0,55	2,44
Ordem Rodentia	<i>Apodemus sylvaticus</i>	0,66	0,00	0,00
	<i>Microtus</i> sp.	0,66	0,00	0,00
	<i>Mus</i> sp.	1,97	1,66	2,44
	<i>Rattus</i> sp.	1,32	1,10	0,00
	<i>Rattus rattus</i>	0,00	0,55	0,81
Ordem Soricomorpha	Soricomorpha NI	0,66	1,10	0,00
<b>Filo ARTHROPODA</b>		<b>8,55</b>	<b>31,49</b>	<b>43,09</b>
<b>Classe Diplopoda</b>		<b>0,00</b>	<b>0,55</b>	<b>0,00</b>
	Diplopoda NI	0,00	0,55	0,00
<b>Classe Insecta</b>		<b>8,55</b>	<b>4,97</b>	<b>0,00</b>
	Insecta NI	3,29	0,00	0,00
Ordem Coleoptera	Coleoptera NI	0,66	1,10	0,00
Ordem Hemiptera	Heteroptera NI	0,66	0,00	0,00
Ordem Lepidoptera	Lepidoptera (larvas) NI	0,66	0,00	0,00
Ordem Odonata	Anisoptera (ninfas) NI	3,29	3,31	0,00
Ordem Orthoptera	Orthoptera NI	0,00	0,55	0,00
<b>Classe Malacostraca</b>		<b>0,00</b>	<b>25,97</b>	<b>43,09</b>
Ordem Decapoda	<i>Procambarus clarkii</i>	0,00	25,97	43,09
<b>Reino PLANTAE</b>		<b>1,97</b>	<b>1,66</b>	<b>2,44</b>
	Plantae NI	0,66	0,55	0,81
<b>Classe Magnoliopsida</b>		<b>1,32</b>	<b>1,10</b>	<b>1,63</b>
Ordem Fabales	Fabaceae NI	0,00	0,55	0,00
Ordem Rosales	<i>Ficus carica</i>	0,66	0,00	0,00
	<i>Prunus</i> sp.	0,66	0,00	0,00
	<i>Rubus</i> sp.	0,00	0,55	0,00
Ordem Vitales	<i>Vitis</i> sp.	0,00	0,00	1,63

Nas A.I. *Procambarus clarkii* (lagostim-americano) foi a presa mais consumida pelos carnívoros ripários, com percentagens de ocorrência mais reduzidas na estação quente que na estação fria, respetivamente 26,0% e 43,1%. *Achondrostoma oligolepis* (ruivaco) (6,6%) e *Gobio lozanoi* (góbio) (6,1%) foram as espécies piscícolas mais consumidas durante a estação quente; enquanto na estação fria a primeira foi substituída, em termos de importância, por *Lepomis gibbosus* (perca-sol) (13,0%). Também nos dejetos recolhidos nas A.N.I. *Gobio lozanoi* foi a espécie mais consumida (8,6%), secundada por exemplares da família Salmonidae (6,6%). A identificação à espécie desta família não foi possível, mas provavelmente corresponderá a *Salmo trutta* (truta-marisca), por ser a

espécie com uma distribuição mais ampla na área de estudo (Ribeiro et al. 2007). A estas seguem-se outras espécies, ainda que com menor destaque, como *Squalius carolitertii* (escalo-do-norte), *Luciobarbus bocagei* (barbo-comum) e *Anguilla anguilla* (enguia). Das seis famílias identificadas, os ciprinídeos foram a que ocorreu com uma frequência superior, com valores semelhantes nas A.I. e A.N.I (cerca de 27%).

Em relação à herpetofauna, nas A.I. nota-se que há uma maior predação durante a estação quente, particularmente de *Rana iberica* (rã-ibérica) e de exemplares da família Bufonidae (*Bufo bufo*/*Epidalea calamita*). Nas mesmas áreas, mas na estação fria, as maiores e únicas ocorrências foram igualmente de *Bufo bufo* (bufo), *Pelophylax perezi* (rã-verde) e *Rana iberica*. Nas A.N.I. destaca-se mais uma vez o consumo de *Rana iberica* (5,9%), seguida por *Hyla arborea* (rela), *Pelophylax perezi* e Caudata NI. Quanto aos répteis, observa-se um maior consumo de *Natrix* sp. (cobras-de-água) em ambas das áreas mas apenas durante a estação quente.

Nas aves a ordem Passeriformes teve uma ocorrência mais elevada (2,2%) nas A.I. durante a estação quente, enquanto na estação fria apenas foram encontradas penas da família Anatidae (Ordem Anseriformes) (e.g. patos). Já nas A.N.I. o maior consumo foi obtido para a família Columbidae (e.g. pombos e rolas) (3,3%).

Quanto à mamofauna verifica-se que os roedores foram a ordem mais predada nas A.I. com a maior percentagem de ocorrência (2,0%) a pertencer ao género *Mus* sp. Também se evidenciam as ocorrências dos lagomorfos na estação fria das A.I. (2,4%) e na estação quente das A.N.I. (6,6%). A identificação específica da ordem Lagomorpha não foi possível, mas provavelmente será *Oryctolagus cuniculus* (coelho-bravo) pelo facto dos habitats ripícolas serem mais adequados à presença desta espécie que de *Lepus granatensis* (lebre-ibérica) (Alves et al. 2007).

Durante a estação quente, as ninfas da subordem Anisoptera (Ordem Odonata) foram as mais consumidas na Classe Insecta em ambas as áreas (3,2%). Nesta classe os Coleópteros também se evidenciam nas A.I. durante a estação quente.

Por fim, verifica-se para o material vegetal que nas A.I. foram consumidos Fabaceae NI (leguminosas) e *Rubus* sp. (e.g. framboesa e amora) durante a estação quente e *Vitis vinifera* (videira) na estação fria; enquanto nas A.N.I. ocorreram *Ficus carica* (figueira) e *Prunus* sp. (e.g. pessegueiro e abrunheiro).

Na Tabela 5 encontram-se os resultados da classificação atribuída aos recursos consumidos pelos carnívoros ripários, relativamente à sua importância na dieta. Assim, de acordo com os critérios de Skuratowicz (1950 *in* Farinha 1995) o lagostim-americano mostrou-se um recurso básico, tal como os peixes em ambas as áreas. Durante a estação quente alterou-se a importância dos répteis e das aves que de recurso constante nas A.N.I. passaram a recurso suplementar nas A.I. Os restantes grupos de presas mantiveram a sua importância entre as duas áreas. Nas A.I. observou-se que os anfíbios, os répteis e as aves foram mais importantes quando as temperaturas eram mais elevadas. Os outros grupos de presas mantiveram a mesma importância entre as duas estações.

**Tabela 5** – Classificação da importância dos grupos de presas consumidos pelos carnívoros ripários nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano, durante as estações quente (E.Q.) e fria (E.F.), de acordo com os critérios de Skuratowicz (1950 *in* Farinha 1995). Os recursos mais importantes (básicos) encontram-se sombreados.

	A.I.	A.N.I.	A.I.
	E.Q.	E.Q.	E.F.
<b>Lagostim</b>	B	(-)	B
<b>Peixes</b>	B	B	B
<b>Anfíbios</b>	C	C	S
<b>Répteis</b>	S	C	O
<b>Aves</b>	S	C	O
<b>Mamíferos</b>	C	C	C
<b>Outros Artrópodes</b>	C	C	-
<b>Material Vegetal</b>	S	S	S

**LEGENDA:**

**B:** recurso básico (PO > 20%)

C: recurso constante (5% < PO ≤ 20%)

S: recurso suplementar (1% < PO ≤ 5%)

O: recurso ocasional (PO ≤ 1%)

(-) : recurso não consumido/disponível

### 3.1.1. Diferenças no consumo dos diferentes grupos de presas

Os resultados do teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) modificado para proporções binomiais, relativamente às diferenças espaciais e sazonais no consumo das classes de presas pelos carnívoros ripários, estão indicados na Tabela 6.

Considerando apenas os dois tipos de área (A.I. vs. A.N.I.) observam-se diferenças significativas no consumo dos anfíbios, répteis e aves. Mas se tivermos em conta a estação quente (A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.) estas são encontradas apenas no grupo dos répteis. Nas áreas invadidas, entre as duas estações (A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.) obtiveram-se consumos significativamente diferentes para o lagostim, os anfíbios e os outros artrópodes.

**Tabela 6** – Comparação do consumo das diferentes classes de presas pelos carnívoros ripários. Valores do teste do qui-quadrado ( $\chi^2$ ) modificado para proporções binomiais e respectivos níveis de significância. A.I. - áreas invadidas, A.N.I. - áreas não invadidas, E.Q. - estação quente, E.F. - estação fria, (-) - não aplicável. Valor  $\alpha$  (0,05) corrigido pelo método de Bonferroni. Os valores-p significativos estão indicados a sombreado.

	A.I. vs. A.N.I.		A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.		A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.	
	$\chi^2$	p	$\chi^2$	p	$\chi^2$	p
<b>Lagostim</b>	(-)	(-)	(-)	(-)	10,264	< 0,001
<b>Peixes</b>	1,653	0,099	0,802	0,185	3,647	0,028
<b>Anfíbios</b>	9,236	< 0,007	2,204	0,069	11,676	< 0,001
<b>Répteis</b>	12,625	< 0,001	6,527	< 0,007	1,916	0,083
<b>Aves</b>	8,197	< 0,007	3,092	0,039	4,245	0,020
<b>Mamíferos</b>	5,898	0,008	4,339	0,019	0,230	0,316
<b>Outros Artrópodes</b>	4,832	0,014	0,700	0,201	9,405	< 0,006
<b>Material Vegetal</b>	0,002	0,481	0,033	0,428	0,087	0,384

### 3.2. Caracterização do nicho trófico dos carnívoros ripários

Na Tabela 7 encontram-se os valores obtidos para os índices de diversidade e equitabilidade nas áreas invadidas (estações quente e fria) e áreas não invadidas (estação quente).

**Tabela 7** – Valores dos índices de diversidade ( $H'$  e  $B_A$ ) e equitabilidade ( $J'$ ) no nicho trófico dos carnívoros ripários, durante as estações quente (E.Q.) e fria (E.F.) nas áreas invadidas (A.I.) por lagostim-americano e estação quente nas áreas não invadidas (A.N.I.).

	A.I.		A.N.I.
	E.Q.	E.F.	E.Q.
<b><math>H'</math></b>	3,16	2,12	3,32
<b><math>B_A</math></b>	0,22	0,16	0,58
<b><math>J'</math></b>	0,84	0,69	0,91

Os valores do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) indicam que a dieta é relativamente mais diversificada nas A.N.I., enquanto nas A.I. os valores de  $H'$  são mais elevados na estação quente que na estação fria. Quanto à amplitude do nicho trófico os valores do índice de Levins padronizado ( $B_A$ ) indicam que a comunidade de carnívoros ripários apresenta um nicho trófico mais estreito (ou seja, com menos categorias de presas) nas A.I., particularmente durante a estação fria. Relativamente à equitabilidade de Pielou os valores elevados de  $J'$  indicam que no nicho trófico dos carnívoros ripários a distribuição dos indivíduos entre as presas existentes é mais uniforme nas A.N.I.

Os valores calculados para o índice de Pianka revelaram uma sobreposição elevada ao nível sazonal ( $O_{jk} = 0,91$  para A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.), sendo esta mais reduzida entre áreas ( $O_{jk} = 0,43$  para A.I. vs. A.N.I. e  $O_{jk} = 0,40$  para A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.).

Os resultados estatísticos do teste  $t$ , usado para verificar a existência de diferenças significativas entre os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), nas variações espacial e sazonal, estão indicados na Tabela 8.

**Tabela 8** – Comparação da diversidade de presas consumidas pelos carnívoros ripários. Valores do teste  $t$  proposto por Hutcheson e respetivos níveis de significância. A.I. - áreas invadidas, A.N.I. - áreas não invadidas, E.Q. - estação quente, E.F. - estação fria, (-) - não aplicável. Valor  $\alpha$  (0,05) corrigido pelo método de Bonferroni. Os valores-p significativos estão indicados a sombreado.

	A.I. vs. A.N.I.		A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.		A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.	
	Teste $t$	$p$	Teste $t$	$p$	Teste $t$	$p$
<b>Peixes</b>	6,676	< 0,001	0,828	0,4091	1,939	0,0550
<b>Anfíbios</b>	2,886	< 0,007	1,353	0,1835	5,709	< 0,001
<b>Répteis</b>	0,300	0,7678	-0,704	0,4916	2,018	0,0996
<b>Aves</b>	0,325	0,7513	-0,679	0,5125	5,970	< 0,001
<b>Mamíferos</b>	3,594	< 0,007	1,985	0,0564	4,250	< 0,001
<b>Outros Artrópodes</b>	-0,746	0,4632	-0,746	0,4632	(-)	(-)
<b>Material Vegetal</b>	3,464	0,0134	(-)	(-)	2,449	0,0918

Os índices de diversidade de Shannon correspondentes aos grupos de presas consumidos durante a estação quente nas duas áreas (A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.) não revelaram diferenças significativas. Porém ao considerarmos apenas as áreas (A.I. vs. A.N.I.) foram encontradas diferenças significativas para os peixes, anfíbios e mamíferos. Nas áreas invadidas foi encontrada uma diversidade de espécies significativamente diferente durante as estações quente e fria (A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.) para as classes dos anfíbios, aves e mamíferos.

### 3.3. Composição da dieta da lontra

A determinação específica, validada geneticamente, de 75 dejetos (do total de 216) permitiu a confirmação de 70 como pertencentes a lontra *Lutra lutra*, possibilitando uma análise mais detalhada da dieta desta espécie que aparentemente domina a comunidade de carnívoros ripários. A sua distribuição quantitativa nas áreas invadidas e não invadidas por lagostim-americano, durante as respetivas estações quente e fria, encontra-se na Tabela 9.

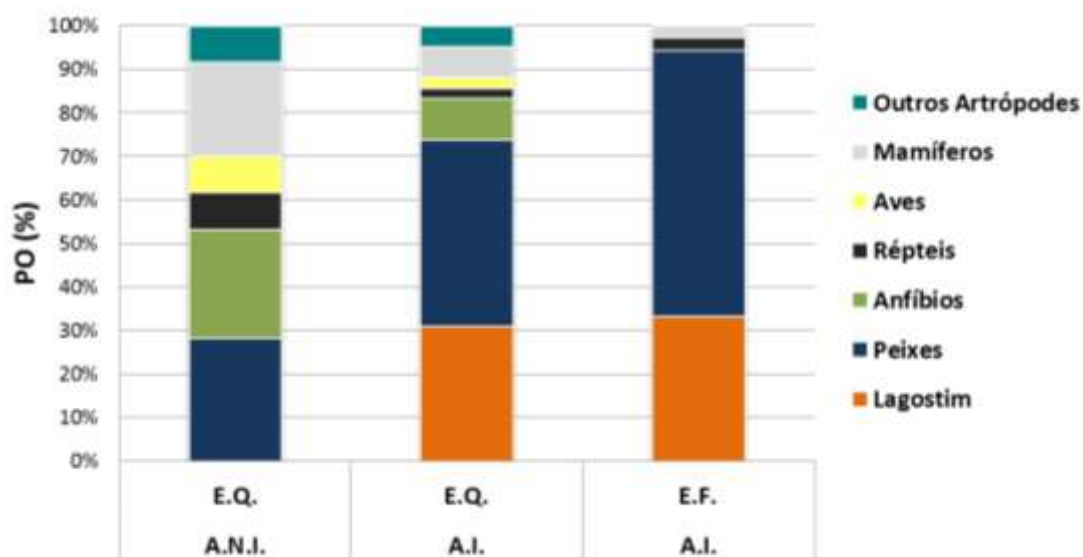
**Tabela 9** – Distribuição quantitativa dos dejetos de lontra recolhidos nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano, durante as estações quente (E.Q.) e fria (E.F.).

	E.Q.	E.F.	
A.I.	22	18	40
A.N.I.	29	1	30
	51	19	

Os valores indicam que 57% dos dejetos foram encontrados nas áreas invadidas e cerca de 73% recolhidos durante a estação quente. A análise dos dejetos da lontra revelou diferenças significativas entre as duas áreas ( $\chi^2 = 25,652$ , g.l. = 11,  $p < 0,010$ ) e extremamente significativas entre as estações quente e fria ( $\chi^2 = 51,812$ , g.l. = 13,  $p < 0,000$ ).

Devido à reduzida amostragem ( $N = 1$ ) nas A.N.I. durante a estação fria, optou-se por não considerar estes dejetos na análise dos dados (por conseguinte nas A.N.I. será apenas apresentada a análise referente à estação quente).

Na Figura 5 apresenta-se a importância relativa de cada grupo de presas, expressa através da percentagem de ocorrência (PO), para cada um dos grupos de presas identificados nos dejetos de lontra e recolhidos nas áreas invadidas (estações quente e fria) e áreas não invadidas (estação quente).



**Figura 5** – Percentagem de ocorrência (%) dos grupos de presas encontrados nos dejetos de lontra, recolhidos nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) por lagostim-americano durante as respectivas estações quente (E.Q.) e fria (E.F.).

Os resultados obtidos mostram que, durante o período de amostragem, os recursos tróficos foram consumidos pela lontra em diferentes proporções consoante a área e a estação. Assim, nas A.N.I. os peixes ocorreram com maior frequência (28,3%), seguidos pelos anfíbios (25,0%) e mamíferos (21,7%). As espécies ícticas foram também as mais predadas nas A.I., contudo nota-se uma maior percentagem de ocorrência na estação fria (61,1%) que na estação quente (42,9%). Nestas áreas o lagostim-americano aparece em segundo lugar com uma percentagem de ocorrência semelhante (cerca de 30%) nas duas estações. Por outro lado, ainda nas A.I., observa-se uma redução no número de grupos de presas na estação fria, não tendo sido registado neste período o consumo de anfíbios, aves e outros artrópodes. Ao comparar as duas áreas, relativamente aos dejetos recolhidos na estação quente, verifica-se que as restantes categorias apresentam frequências de ocorrência mais reduzidas que as encontradas nas A.N.I.

A Tabela 10 apresenta os valores da percentagem de ocorrência (PO), para cada taxa identificado nos dejetos de lontra, nas duas áreas amostradas e durante as correspondentes estações quente e fria. No total foram encontradas 138 ocorrências repartidas por 34 categorias de presas [Anexo 3.2], referentes a sete grupos principais: peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, lagostim e outros artrópodes.

Dos recursos tróficos identificados nas A.I., *Procambarus clarkii* foi o mais predado pela lontra, com percentagens de ocorrência de cerca de 30% em cada estação. As espécies ícticas com maiores ocorrências foram *Achondrostoma oligolepis* (estação quente) e *Lepomis gibbosus* (22,2%) (estação fria) e nas A.N.I. *Gobio lozanoi* e exemplares da família Salmonidae. Quanto aos anfíbios nas A.I., durante a estação quente, as percentagens de ocorrência foram partilhadas pelas famílias Bufonidae e Ranidae, enquanto nas A.N.I. *Rana iberica* foi a mais predada. Nos répteis *Natrix* sp. foi o mais consumido em ambas as áreas mas apenas na estação quente. Para a avifauna foram identificadas penas das ordens Charadriiformes e Columbiformes nas A.N.I. Em relação aos mamíferos nas A.I. durante a estação quente *Mus* sp., *Rattus* sp. e exemplares da ordem Soricomorpha obtiveram as ocorrências mais elevadas, enquanto na estação fria apenas foram encontrados pêlos de *Mus* sp., nas A.N.I. destacou-se a presença da ordem Lagomorpha (11,7%). As ninfas da subordem Anisoptera foram os insetos mais consumidos durante a estação quente em ambas as áreas.

**Tabela 10** – Composição da dieta de lontra e importância relativa das várias categorias de presas expressa através da percentagem de ocorrência (PO, %), durante a estação quente (E.Q.) nas áreas não invadidas (A.N.I.) e invadidas (A.I.) e estação fria (E.F.) nas áreas invadidas. As amostras com peças não identificáveis estão classificadas como NI.

CATEGORIAS TAXONÓMICAS DOS RECURSOS PREDADOS PELA LONTRA (N=34)		PO (%)		
		A.N.I.	A.I.	A.I.
		E.Q. (NO=60)	E.Q. (NO=42)	E.F. (NO=36)
<b>Filo CHORDATA</b>		<b>91,67</b>	<b>64,29</b>	<b>66,67</b>
<b>Classe Actinopterygii</b>		<b>28,33</b>	<b>42,86</b>	<b>61,11</b>
	Teleostei NI	0,00	11,90	0,00
Família Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	3,33	2,38	0,00
Família Centrarchidae	Centrarchidae NI	0,00	2,38	0,00
	<i>Lepomis gibbosus</i>	1,67	2,38	22,22
Família Cyprinidae	Cyprinidae NI	5,00	4,76	11,11
	<i>Achondrostoma oligolepis</i>	0,00	7,14	8,33
	<i>Carassius auratus</i>	0,00	0,00	2,78
	<i>Gobio lozanoi</i>	8,33	4,76	8,33
	<i>Luciobarbus bocagei</i>	1,67	0,00	2,78
	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	0,00	4,76	2,78
	<i>Squalius carolitertii</i>	1,67	0,00	2,78
Família Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	0,00	2,38	0,00
Família Salmonidae	Salmonidae NI	6,67	0,00	0,00
<b>Classe Amphibia</b>		<b>25,00</b>	<b>9,52</b>	<b>0,00</b>
Ordem Anura	Anura NI	8,33	2,38	0,00
Família Bufonidae	<i>Bufo bufo/Epidalea calamita</i>	0,00	2,38	0,00
Família Ranidae	<i>Pelophylax perezi</i>	3,33	2,38	0,00
	<i>Rana iberica</i>	8,33	2,38	0,00
Ordem Caudata	Caudata NI	5,00	0,00	0,00
<b>Classe Reptilia</b>		<b>8,33</b>	<b>2,38</b>	<b>2,78</b>
	Reptilia NI	0,00	0,00	2,78
Família Colubridae	<i>Natrix</i> sp.	6,67	2,38	0,00
Família Scincidae	<i>Chalcides</i> sp.	1,67	0,00	0,00
<b>Classe Aves</b>		<b>8,33</b>	<b>2,38</b>	<b>0,00</b>
	Aves NI	0,00	2,38	0,00
Ordem Charadriiformes	Recurvirostridae/Haematopodidae NI	1,67	0,00	0,00
Ordem Columbiformes	Columbidae NI	6,67	0,00	0,00
<b>Classe Mammalia</b>		<b>21,67</b>	<b>7,14</b>	<b>2,78</b>
Ordem Lagomorpha	<i>Lepus granatensis/Oryctolagus cuniculus</i>	11,67	0,00	0,00
Ordem Rodentia	<i>Apodemus sylvaticus</i>	1,67	0,00	0,00
	<i>Microtus</i> sp.	1,67	0,00	0,00
	<i>Mus</i> sp.	3,33	2,38	2,78
	<i>Rattus</i> sp.	3,33	2,38	0,00
Ordem Soricomorpha	Soricomorpha NI	0,00	2,38	0,00
<b>Filo ARTHROPODA</b>		<b>8,33</b>	<b>35,71</b>	<b>33,33</b>
<b>Classe Insecta</b>		<b>8,33</b>	<b>4,76</b>	<b>0,00</b>
	Insecta NI	3,33	0,00	0,00
Ordem Hemiptera	Heteroptera NI	1,67	0,00	0,00
Ordem Odonata	Anisoptera (ninfas) NI	3,33	4,76	0,00
<b>Classe Malacostraca</b>		<b>0,00</b>	<b>30,95</b>	<b>33,33</b>
Ordem Decapoda	<i>Procambarus clarkii</i>	0,00	30,95	33,33



### 3.3.1. Diferenças no consumo dos diferentes grupos de presas

Na Tabela 11 apresentam-se os resultados do teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) modificado para proporções binomiais, relativamente às diferenças espaciais e sazonais no consumo das classes de presas pela lontra.

**Tabela 11** – Comparação do consumo das diferentes classes de presas pela lontra. Valores do teste do qui-quadrado ( $\chi^2$ ) modificado para proporções binomiais e respetivos níveis de significância. A.I. - áreas invadidas, A.N.I. - áreas não invadidas, E.Q. - estação quente, E.F. – estação fria, (-) - não aplicável. Valor  $\alpha$  (0,05) corrigido pelo método de Bonferroni. Os valores-p significativos estão indicados a sombreado.

	A.I. vs. A.N.I.		A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.		A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.	
	$\chi^2$	p	$\chi^2$	p	$\chi^2$	p
<b>Lagostim</b>	(-)	(-)	(-)	(-)	0,242	0,311
<b>Peixes</b>	21,287	< 0,001	3,127	0,039	4,400	0,018
<b>Anfíbios</b>	13,870	< 0,001	6,021	< 0,008	3,636	0,028
<b>Répteis</b>	2,593	0,054	1,942	0,082	0,021	0,442
<b>Aves</b>	4,390	0,018	1,942	0,082	0,839	0,180
<b>Mamíferos</b>	10,359	< 0,001	5,653	0,009	0,718	0,198
<b>Insetos</b>	2,593	0,054	0,702	0,201	1,722	0,095

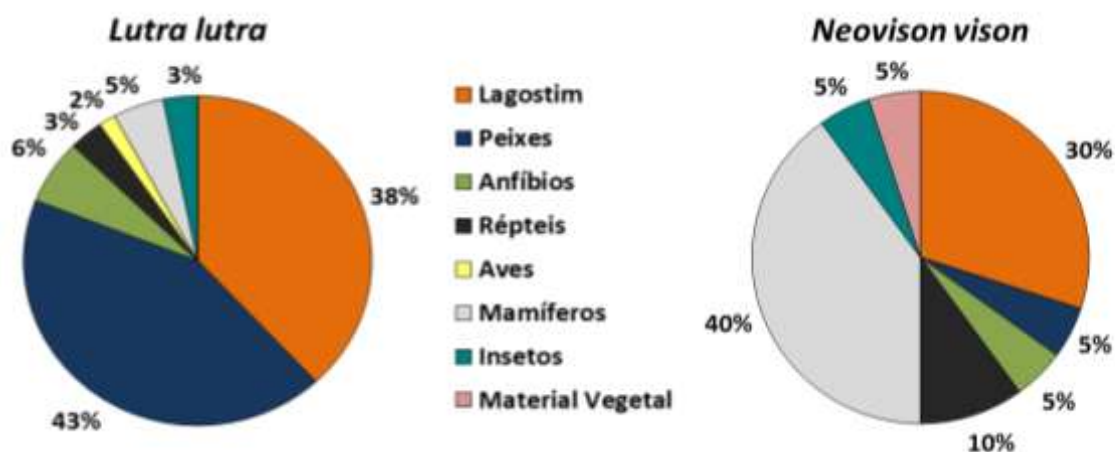
Entre as duas áreas (A.I. vs. A.N.I.) foram encontradas diferenças significativas nas ocorrências dos peixes, anfíbios e mamíferos. Ao considerar a influência da estação quente nas duas áreas (A.I. E.Q. vs. A.N.I. E.Q.) o consumo foi significativamente diferente apenas no grupo dos anfíbios. Nas áreas invadidas, comparando as duas estações (A.I. E.Q. vs. A.I. E.F.) não foram encontradas diferenças significativas.

### 3.4. Comparação preliminar entre a composição das dietas da lontra e do visão-americano

Da subamostragem efetuada, para além dos 70 dejetos de lontra, a identificação genética permitiu também identificar 5 dejetos de visão-americano *Neovison vison*. Considerando que a reduzida amostragem não seria suficientemente robusta para permitir uma abordagem semelhante à da lontra, optou-se por efetuar apenas uma comparação preliminar entre as duas espécies de carnívoros ripários. Para este efeito, e uma vez que através de uma amostragem *a posteriori* (na sequência do projeto onde se insere esta tese) tinham sido identificados mais 7 dejetos de visão-americano (não incluídos nos resultados anteriores deste trabalho), os mesmos foram considerados para efeitos comparativos,

perfazendo assim um total de 12 dejetos de visão-americano (dos quais onze foram recolhidos em áreas invadidas e um em áreas não invadidas).

A Figura 6 apresenta a comparação preliminar dos grupos de presas consumidos pela lontra (N = 40) e pelo visão-americano (N = 11) na área de estudo, considerando apenas os dejetos recolhidos em áreas invadidas pelo lagostim-americano.



**Figura 6** – Contribuição de cada grupo de presa para o total dos recursos tróficos consumidos pela lontra (N = 40) e pelo visão-americano (N = 11) na área de estudo.

Observa-se que ambas as espécies predaram sensivelmente os mesmos grupos de presas e destaca-se a ocorrência elevada de lagostim-americano, constituindo esta presa cerca de um terço do total dos recursos predados nas áreas invadidas, com uma maior percentagem para a lontra. A principal diferença na composição da dieta de ambos os predadores é o consumo de peixes por parte da lontra e de mamíferos pelo visão-americano.

## 4. DISCUSSÃO

---

A análise dos dejetos dos carnívoros ripários do noroeste de Portugal revelou que a dieta desta comunidade é bastante variada, abrangendo oito classes de presas. Entre os grupos mais comumente encontrados estão os peixes, o lagostim-americano e os anfíbios, que contribuíram no conjunto para aproximadamente 75% dos recursos consumidos. Este resultado permite assim comprovar a hipótese de que os carnívoros ripários baseiam a sua alimentação em espécies aquáticas (aceita-se H1). Porém, como esperado, estes recursos tróficos foram consumidos em proporções distintas, assumindo diferentes importâncias consoante a área (invadida ou não invadida) e a estação (quente ou fria).

### **4.1. Importância do lagostim-americano na dieta dos carnívoros ripários e fatores que podem influenciar o seu consumo**

Em áreas colonizadas pelo lagostim-americano, o consumo desta presa representou cerca de 30% do total de ocorrências. Este destaque relativamente às restantes presas, incluindo as nativas, parece certificar que, apesar da recente invasão na região noroeste de Portugal, o lagostim-americano já se tornou a presa dominante na dieta dos carnívoros ripários (aceita-se H2). O mesmo grau de importância, e percentagem de ocorrência, foi obtido no caso específico da lontra e do visão-americano, ainda que relativamente a este último os resultados apresentados sejam apenas preliminares.

Estudos anteriores noutras regiões, nomeadamente no centro (e.g. Florêncio 1993; Correia 2001) e sul (e.g. Beja 1996; Basto et al. 2011) de Portugal, já haviam revelado que esta presa constituía uma fração importante da dieta da lontra e em menor proporção de outros carnívoros. Relativamente ao visão-americano estes são os primeiros dados sobre a sua dieta nos ecossistemas ribeirinhos em Portugal e, apesar de limitados pelo número de amostras, parecem estar de acordo com a bibliografia (e.g. Bravo 2002), segundo a qual esta espécie pode incluir na sua dieta micromamíferos, anfíbios, aves aquáticas, crustáceos e peixes.

No que respeita aos fatores que podem influenciar o seu consumo por parte dos predadores deve ser referido o comportamento desta presa. Ilhéu et al. (2003) indicam que o lagostim-americano encontra-se fora dos refúgios principalmente ao anoitecer e à noite, estando mais escondido durante o dia. Estudos com lontras em ambientes aquáticos

temperados revelaram também a preferência desta espécie pelo período noturno ou crepuscular para procurar o alimento (e.g. Kruuk 2006). Também o estilo de vida bentônico do lagostim-americano pode intensificar o seu consumo nos momentos de procura de outras presas com estilo de vida aquático semelhante (e.g. peixes bentopelágicos ou bentônicos), devido à maior probabilidade dos predadores encontrarem casualmente este invasor. Foi o que considerou Beja (1996) ao verificar que o lagostim-americano era capturado com mais frequência do que o previsto considerando o seu reduzido valor calórico, e que isso poderia acontecer porque eram frequentemente encontrados pela lontra quando esta procura alimento junto ao substrato, onde uma presa energeticamente mais valiosa, a enguia, também era encontrada.

Outro aspeto a ter em conta na dominância do lagostim-americano na dieta dos carnívoros ripários é que o tipo de recursos consumidos pode variar consoante o ciclo de vida dos predadores. No caso de predadores mais jovens, a inexperiência para capturar determinado tipo de presas pode influenciar a escolha por outras cuja captura seja mais fácil. Comparativamente com outros recursos tróficos, particularmente alguns peixes, o lagostim-americano apresenta geralmente nos ambientes onde se estabelece uma elevada abundância e uma relativa facilidade de captura (Correia, 2001). Watt (1993) observou que, na costa oeste da Escócia, o lagostim-americano constitui um recurso importante na dieta de crias e sub-adultos de lontra, que geralmente têm baixas taxas de sucesso de captura de peixes.

No consumo sazonal de lagostim-americano pelos carnívoros ripários verificou-se uma diferença extremamente significativa entre as estações quente e fria. Porém, contrariando a suposição inicial de uma maior frequência de consumo desta presa durante a estação quente, observou-se um maior consumo durante a estação fria (rejeita-se H3). Nos resultados obtidos quando considerada apenas a lontra não foram encontrados consumos significativamente diferentes entre as duas estações, o que também não está de acordo com o previsto considerando que com temperaturas inferiores a 12°C o lagostim-americano reduz a sua atividade (e.g. Anastácio et al. 1999), colocando maiores dificuldades na sua captura por parte dos carnívoros ripários. Este resultado parece assim revelar a existência de uma preferência por parte dos carnívoros ripários da região por esta nova presa, mesmo quando aparentemente esta se encontra menos ativa.

Contrariando este resultado, a maioria dos trabalhos na Península Ibérica revelam um padrão temporal no consumo do lagostim-americano, segundo o qual esta presa é

capturada mais frequentemente no verão, altura do ano em que está mais ativa, verificando-se consumos mais reduzidos durante o inverno. Basto et al. (2011) suporta esta tendência ao referir que períodos de *stress* hídrico conduzem a uma diminuição da abundância e menor diversidade de peixes, enquanto o lagostim mais tolerante às variações ambientais continua a estar disponível. Nestas situações a lontra acaba por ficar mais dependente do lagostim-americano, que se torna conseqüentemente a sua presa mais importante. Estes períodos de seca temporários são mais frequentes no sul de Portugal, onde os estudos referidos foram realizados, não ocorrendo tão frequentemente na região noroeste do país devido aos valores mais elevados de precipitação que permitem caudais hídricos com menores flutuações e, conseqüentemente, menor impacto na disponibilidade de peixes com reduções menos expressivas na sua densidade.

Num trabalho recente no sudoeste de Espanha, Tablado et al. (2010) também constatarem um aumento no consumo de lagostim-americano durante o outono/inverno (que neste estudo corresponderia sensivelmente à estação fria). Para fundamentar estas observações os autores referem que no outono os movimentos desta presa, maioritariamente de adultos, em direção ou entre locais recém-inundados poderão torná-los mais conspícuos para os predadores (Correia & Ferreira 1995; Correia 2001) ou mais amplamente distribuídos e acessíveis. Por outro lado, Fidalgo et al. (2001) ao estudarem a dinâmica do lagostim-americano na região de Aveiro (mais perto da área de estudo que outros trabalhos mencionados anteriormente) notaram um período de recrutamento extenso, com um máximo no outono (Outubro/Novembro). Ao ocorrer uma situação idêntica na área de estudo poderia ter levado a um maior consumo de juvenis (mais facilmente capturados devido à sua inexperiência) durante este período, o que suportaria também o consumo mais elevado na estação fria.

#### **4.2. Influência da presença do lagostim-americano no consumo de outros grupos de presas**

Considerando os diversos grupos de presas, quando os carnívoros ripários se alimentam nas áreas invadidas, o lagostim-americano tornou-se o segundo mais importante, logo a seguir aos peixes. Aliás estes dois grupos foram os únicos recursos básicos, ou seja, com maior importância na dieta desta comunidade, apresentando os outros seis grupos percentagens de ocorrência mais reduzidas que as encontradas nas áreas não

invasoras. A lontra apresentou padrões idênticos na ordem de importância dos diferentes grupos de presas.

Delibes & Adrián (1987) ao estudarem a dieta da lontra, no sudoeste de Espanha, verificaram que a introdução de lagostim-americano modificou por completo a importância de cada grupo de presas, passando este recurso a ser explorado com cada vez mais frequência até se tornar a presa principal. Estes resultados parecem também ser suportados pelas observações de Cerqueira (2005) que refere a existência de uma alternância evidente entre o consumo de lagostim-americano e o consumo de espécies piscícolas, sendo que os restantes tipos de presas são predados aleatoriamente.

Com base em diversos estudos sobre a lontra, Ruiz-Olmo & Clavero (2008) revelam que os peixes têm um papel muito importante como reguladores da ecologia deste carnívoro. Este deve-se particularmente à sua maior abundância nas zonas de maior estabilidade ambiental que a lontra geralmente seleciona, mas também por representarem um volume médio geralmente superior e um valor calórico mais elevado que o lagostim-americano. Por oposição em áreas continentais ibéricas menos estáveis, mas por vezes também em zonas estáveis, o lagostim constitui (em importância numérica) a segunda grande categoria de presas. Os mesmos autores explicam este segundo lugar com base no maior esforço exigido para manipular o lagostim-americano, comparativamente com o que é necessário para os peixes (exceto se estes tiverem um maior tamanho).

A invasão pelo lagostim-americano parece assim ter alterado as proporções de consumo de alguns grupos pelos carnívoros ripários, tendo os testes estatísticos revelado um consumo significativamente diferente de anfíbios, répteis e aves entre as duas áreas. Considerando apenas a lontra também foram obtidas diferenças significativas, mas neste caso no consumo de peixes, anfíbios e mamíferos.

Estas diferenças podem ser explicadas pelo facto da disponibilidade de cada espécie variar consoante os locais mas também pela preferência por determinadas presas depender da sua abundância e comportamento (Cerqueira 2005; Basto et al. 2011). Segundo Beja (1996) a presença do lagostim-americano pode também influenciar as estratégias de procura do alimento por parte da lontra, alterando assim a pressão predatória sobre determinadas categorias de presas. Por outro lado, a atividade predatória do lagostim-americano contribui para a redução ou mesmo desaparecimento das populações locais de algumas presas nativas, por exemplo dos anfíbios (e.g. Cruz et al. 2006), o que resultaria numa diminuição ou mesmo no não consumo destes grupos.

### **4.3. Caracterização do nicho trófico dos carnívoros ripários**

Ao estudarem a influência da introdução do lagostim-americano nas cadeias tróficas vários autores (e.g. Delibes & Adrián 1987; Correia 2001; Geiger et al. 2005) têm verificado uma diminuição da diversidade de presas consumidas pelos predadores aquáticos. Este estudo vem corroborar estas observações, pois notou-se que a diversidade de recursos tróficos na dieta dos carnívoros ripários tende a diminuir nas áreas invadidas por lagostim-americano. Este resultado pode justificar-se pela importância que esta presa invasora assumiu na dieta dos predadores locais, que vêem o lagostim-americano como um recurso relativamente fácil de encontrar e capturar, consumindo-o mais em alternativa a outras espécies.

Entre estações verificou-se uma menor diversidade de presas durante a estação fria, visto neste período quase 90% das ocorrências terem sido peixes e lagostim-americano. Possivelmente este resultado estará relacionado com a variação sazonal na disponibilidade dos recursos tróficos, como por exemplo mais peixes nos meses mais frios, conduzindo à procura das presas preferenciais e/ou potencialmente mais abundantes.

Beja (1996) apoiando-se na Teoria do Forrageamento Ótimo (MacArthur & Pianka 1966), segundo a qual na ausência de competição espera-se que um indivíduo maximize o seu ganho de energia de acordo com a disponibilidade de recursos locais, menciona que um predador deverá consumir uma reduzida diversidade de presas quando a presa preferencial é abundante e deverá alargar o seu nicho trófico quando a abundância da mesma é escassa. Assim, o aumento no “menu alimentar” através da introdução de presas, parece ter alterado os padrões de dieta e também os custos de procura das presas, podendo considerar-se que o consumo do lagostim-americano terá um efeito positivo para os carnívoros ripários, particularmente em situações de menor disponibilidade de outros recursos tróficos, nomeadamente dos peixes.

Relativamente à amplitude do nicho trófico dos carnívoros ripários nas áreas invadidas foram encontrados valores mais reduzidos, em especial durante a estação fria, associado às ocorrências mais elevadas dos peixes e do lagostim-americano comparativamente com os restantes grupos. Atribuindo uma classificação ao tipo de exploração dos recursos tróficos pelos carnívoros ripários pode dizer-se que, nas áreas invadidas (particularmente durante a estação fria), esta comunidade terá um regime mais especialista.

Geiger et al. (2005) citando Correia (2001) refere que todos os mamíferos predadores consomem o lagostim-americano de forma oportunista, e nenhum deles seleciona esta presa invasora. A diversidade de presas diminui quando se começam a alimentar deste novo recurso, sendo o lagostim-americano consumido em função da sua densidade. Cerqueira (2005), para o caso em particular da lontra, verificou que esta era obrigada a alterar os seus hábitos alimentares, devido às diferenças no comportamento das espécies de presas e de múltiplos fatores que tornam as presas mais ou menos disponíveis. Como tal, estes resultados podem igualmente ser encarados como uma questão de oportunismo, comportamento característico de carnívoros como a lontra (e.g. Kruuk 2006) e o visão-americano (e.g. Bravo 2002).

Quanto à sobreposição do nicho trófico os valores obtidos revelaram que esta é reduzida entre as duas áreas. Tal como referido anteriormente, se por um lado pode haver uma maior procura deste recurso, devido à sua elevada abundância e/ou maior vulnerabilidade comparativamente a outros recursos. Por outro, este invasor através da predação e/ou competição conduz à redução das comunidades nativas, nomeadamente de anfíbios (e.g. Cruz et al. 2006), o que consequentemente se traduz numa menor disponibilidade destes recursos. Por outro lado, nas áreas invadidas entre estações obteve-se uma sobreposição elevada do nicho trófico dos carnívoros ripários. Bonesi et al. (2004) indicam que a escassez de alimentos pode diminuir o grau de sobreposição se os predadores se começarem a alimentar de diferentes presas, mas também pode aumentar caso a carência alimentar obrigue a uma procura mais intensiva das poucas presas restantes. Outros fatores, tais como diferenças na composição de presas entre os dois locais, diferenças sazonais, diferenças na densidade dos predadores ou no seu comportamento de caça podem também influenciar o grau de sobreposição do nicho trófico.

#### **4.4. Limitações dos dados e perspetivas futuras**

Uma das principais limitações deste estudo está relacionada com o número de amostras recolhidas durante a estação fria nas áreas não invadidas, que impossibilitou uma comparação entre as duas áreas durante este período. Tal como referido anteriormente no início dos resultados, esta amostragem mais reduzida deveu-se principalmente às condições climáticas durante o período de amostragem, particularmente a precipitação que diretamente destrói os dejetos e indiretamente propicia o desenvolvimento da



vegetação ripícola dificultando assim a prospeção e diminuindo a detectabilidade dos dejetos. Dadas estas condicionantes, se possível, de futuro deverá tentar reforçar-se a amostragem nos meses mais frios.

Por outro lado, de entre os dejetos identificados com recurso a ferramentas genéticas (N = 75) a maioria verificou-se pertencer à lontra (93%) e grande parte dos que não foram identificados possivelmente também pertencerão a este carnívoro. Contudo, nas identificações genéticas efetuadas foram também encontrados dejetos de geneta (N = 3) e fuinha (N = 1). Por isso alguns dos dejetos por identificar poderão pertencer a estas ou outras espécies de carnívoros que utilizam esporadicamente as zonas ripícolas, enviesando assim algumas das ocorrências. Estes dejetos (de geneta e fuinha) foram excluídos das análises, mas importa realçar que em nenhum deles foi encontrado lagostim-americano.

Em relação ao número de dejetos de visão-americano (N = 12) não se considerou que este fosse suficiente para realizar uma caracterização robusta da dieta deste carnívoro na área de estudo. Para uma análise mais adequada seria importante obter mais amostras. Esta perspetiva assume uma maior relevância dado o carácter invasor da espécie e os problemas de conservação que podem advir desta situação, nomeadamente através da potencial predação de presas ameaçadas na área de estudo (e.g. toupeira-de-água) e da eventual competição com outros carnívoros ripários (e.g. toirão).

Dada a impraticabilidade em distinguir dejetos de visão-americano e toirão com base em características fenotípicas, a validação genética tinha também por objetivo permitir detetar eventuais dejetos de toirão. A ausência de amostras deste carnívoro ripário na subamostragem efetuada pode estar relacionada, entre outros fatores, com a demografia e ecologia desta espécie. Em Portugal o efetivo populacional é desconhecido, mas na maioria dos países da Europa as evidências apontam para um declínio da espécie (IUCN 2011).

Outra limitação, amplamente discutida em estudos de dieta através dos dejetos, é a que está relacionada com a escolha do melhor método para determinar a importância das várias presas. De acordo com Beja (1996) esta seleção assume uma particular relevância quando se pretender estimar a importância do lagostim-americano na dieta. O autor, citando outras referências (e.g. Wise et al. 1981), justifica esta afirmação baseando-se no facto desta presa possuir uma grande proporção de partes duras (que resistem à ação digestiva e podem encontrar-se distribuídas por vários dejetos) e assim a sua importância relativa poder ser sobrestimada por métodos de análise como a ocorrência ou o volume. No entanto, Jacobsen & Hansen (1996) encontraram uma semelhança de 80-90% entre este e

outros métodos de maior precisão. Mais recentemente Klare et al. (2011), numa revisão e comparação entre várias metodologias, mencionaram que 94% dos estudos ainda utilizam a frequência de ocorrência, apesar da estimativa da biomassa resultar numa melhor aproximação da verdadeira dieta. Neste trabalho apenas foi possível utilizar a percentagem de ocorrência, não tendo sido possível estimar a biomassa ou calcular o número mínimo de indivíduos, devido a dificuldades técnicas como o elevado número de peças danificadas. A utilização conjunta de outros métodos deverá, sempre que possível, ser considerada em trabalhos posteriores.

Futuramente seria também importante efetuar uma estimativa da disponibilidade de presas, principalmente das mais representativas na dieta dos carnívoros ripários, com vista a esclarecer algumas dúvidas (levantadas como hipótese ao longo da discussão), nomeadamente no que se refere ao padrão sazonal de consumo dos diferentes grupos de presas, particularmente do lagostim-americano.

Seria igualmente interessante reforçar o número de amostras nas estações de amostragem consideradas neste estudo e, se possível, aumentar geograficamente a amostragem de modo a incluir outros rios do noroeste de Portugal, principalmente para compreender melhor a evolução da resposta dos carnívoros ripários à presença do lagostim-americano nesta região. Relativamente a este ponto, na sequência do projeto em que se insere esta tese, continuam a ser recolhidas amostras de dejetos dos carnívoros ripários.

#### **4.5. Qual o impacto da previsível expansão do lagostim-americano na comunidade de carnívoros ripários?**

Uma das razões que favorecem a expansão do lagostim-americano está relacionada com a sua elevada adaptabilidade nos habitats que coloniza, através por exemplo da capacidade de escavar refúgios onde se enterra nomeadamente em períodos desfavoráveis, como seca ou épocas frias (Correia & Ferreira 1995; Ruiz-Olmo & Clavero 2008). Futuramente, esta maior tolerância a períodos de seca temporários (que se prevêem mais frequentes em consequência das alterações climáticas) pode constituir segundo Rahel & Olden (2008) uma vantagem relativamente a outras espécies, facilitando a sua invasão em ambientes severos.

De acordo com o estudo de Moreira (2011) prevê-se que nos próximos anos sejam invadidas novas áreas no noroeste de Portugal pelo lagostim-americano. Perante este

cenário ficam no ar algumas questões: Como responderão os carnívoros ripários à expansão do lagostim-americano na região? Aumentará a importância do lagostim-americano na dieta dos carnívoros ripários? Que alterações mais significativas irão ocorrer nos restantes grupos de presas?

As espécies invasoras poderão ser importantes como presas para as populações nativas, principalmente devido ao facto destas geralmente atingirem abundâncias elevadas e como tal serem incorporadas nas cadeias tróficas locais. Clavero et al. (2008) elaboraram uma revisão sobre 200 estudos que comprovam a importância do lagostim-americano na dieta da lontra na Península Ibérica e Ruiz-Olmo & Clavero (2008) tentaram perceber a resposta deste carnívoro às alterações provocadas nos últimos 40-50 anos pela introdução desta presa. Ambos os estudos referem uma rápida adaptação da lontra ao lagostim-americano e um padrão crescente do consumo. Nalguns ambientes mais instáveis ou temporários e maioritariamente durante o verão, o lagostim-americano chega a substituir quase completamente os peixes e outras presas. A expansão que se espera que ocorra na área de estudo, juntamente com o aumento da abundância nos locais já invadidos, poderá conduzir assim a uma maior procura desta presa por parte dos carnívoros ripários da região e consequentemente aumentar a sua importância na dieta desta comunidade.

Outros autores consideram que a presença de lagostim-americano afeta positivamente as populações de predadores que vivem em locais onde os recursos tróficos são escassos (e.g. Beja 1996), ou sugerem mesmo que a sua introdução poderia contribuir para aumentar populações mais fragilizadas (Senra & Alés 1992). Especificamente em relação aos peixes, Beja (1996) menciona que estes estão sujeitos a várias ameaças no seu habitat, que condicionam a sua abundância e consequentemente a disponibilidade para os carnívoros que dependem fortemente deste recurso, especialmente a lontra. Segundo o mesmo autor, a presença do lagostim-americano poderia assim atuar como uma salvaguarda contra as reduções na abundância das presas nativas.

No estudo das relações tróficas entre presas invasoras e predadores nativos, Tablado et al. (2010) referindo Strayer et al. (2006) destacam a importância de se conduzirem estudos a longo-prazo. Pela complexidade das interações tróficas, associado a estes benefícios podem advir efeitos indesejáveis, como o aumento desproporcional dos predadores relativamente às espécies de níveis tróficos inferiores, podendo esperar-se um consequente aumento no consumo de presas nativas. Alguns dos recursos consumidos pelos carnívoros ripários no noroeste de Portugal encontram-se ameaçados,

particularmente alguns peixes como a enguia-europeia e a truta-marisca [Anexo 4], pelo que verificando-se estes efeitos na área de estudo a situação destas espécies poderia agravar-se ainda mais.

Por outro lado, Simberloff & Von Holle (1999) advertem para a possível ocorrência de um fenómeno denominado “*invasional meltdown*”. Este ocorre devido às interações e impactos sinérgicos resultantes de invasões múltiplas, permitindo a um predador não-nativo beneficiar com o aumento na abundância de uma presa não-nativa. Relacionado com o aumento na abundância do invasor lagostim-americano, poderiam agravar-se os efeitos negativos sobre as espécies nativas devido ao aumento na abundância de outro invasor, o visão-americano. Para além disso, a competição entre lontra e visão-americano é geralmente assimétrica a favor da lontra, que pelo seu maior rácio corporal e facilidade em explorar os recursos tróficos aquáticos (e.g. Bonesi et al. 2004), é capaz por exemplo de abrandar a colonização do visão-americano (Ruiz-Olmo et al. 1997) e até excluí-lo praticamente de certos habitats (Sidorovich 1997). Neste trabalho a comparação entre as dietas destes dois carnívoros ripários, apesar de preliminar, revelou que ambas as espécies consomem o lagostim-americano em proporções elevadas. Assim, o confronto entre as duas espécies de predadores poderia ser fomentado numa situação de haver mais lagostim, principalmente em áreas ou períodos do ano em que a disponibilidade de presas fosse menor.

#### **4.6. Considerações finais**

Na região noroeste de Portugal, a expansão do lagostim-americano pelos ecossistemas ribeirinhos contribuiu para que este se tenha tornado rapidamente o recurso dominante na dieta dos carnívoros ripários, nas áreas onde esta espécie existe. Apesar de recém-chegada, pode considerar-se que este invasor já é consumido intensivamente por esta comunidade ao longo de todo o ano. Estes resultados vêm corroborar os obtidos por diversos autores noutras regiões da Península Ibérica (e.g. sudoeste de Portugal e de Espanha), reforçando-se assim com este trabalho que esta espécie invasora, com todas as consequências nefastas que esse estatuto acarreta, tem atualmente um valor relevante na dieta dos predadores da região.

Apesar do lagostim-americano constituir uma presa importante, os peixes continuam a ter o papel trófico de maior importância para os carnívoros ripários, especialmente se considerarmos que muitas das espécies nativas (e.g. barbos, bogas, enguias) têm uma

biomassa muito superior à do lagostim-americano. É de salientar também que algumas das espécies ícticas mais consumidas são também elas invasoras (e.g. *Gobio lozanoi* e *Lepomis gibbosus*).

A importância que as presas introduzidas, como o lagostim-americano, têm para esta comunidade não deve ser negligenciada, todavia é preciso ter sempre em conta os efeitos nefastos que advêm da presença destas espécies, nomeadamente nas populações autóctones de peixes e anfíbios também eles muito relevantes para os carnívoros ripários. Assim, sempre que possível, nas estratégias de conservação dos carnívoros ripários da região noroeste de Portugal, devem ser implementadas medidas que visem a recuperação e proteção das presas nativas mais importantes, nomeadamente algumas espécies de peixes ameaçados, como o salmão e a enguia.

Tendo em conta que a área de estudo se localiza numa região pouco estudada ao nível da ecologia trófica dos carnívoros, e também ela sujeita a diversas ameaças que reduzem a biodiversidade, os resultados aqui apresentados possibilitam melhorar o conhecimento sobre o impacto das presas não-nativas no funcionamento dos ecossistemas ribeirinhos no noroeste de Portugal.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS<sup>5</sup>

---

- Adão, H. & Marques, J.C. (1993) Population biology of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in southern Portugal. *Crustaceana*, **65**(3), 336-345.
- Adrián, M.I. & Delibes, M. (1987) Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology, London*, **212**, 399-406.
- Ahola, M., Nordström, M., Banks, P.B., Laanetu, N. & Korpimäki, E. (2006) Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences*, **273**, 1261-1265.
- Alves, J.M., Espírito-Santo, M.D., Costa, J.C., Gonçalves, J.H. & Lousã, M.F. (1998) *Habitats naturais e seminaturais de Portugal continental: tipos de habitats mais significativos e agrupamentos vegetais característicos*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Alves, P.C., Ferrand, N. & Hackländer, K. (eds.) (2007) *Lagomorph biology: evolution, ecology, and conservation*. Springer Verlag, Berlin.
- Anastácio, P.M. & Marques, J.C. (1995) Population biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **15**(1), 156-168.
- Anastácio, P.M. & Marques, J.C. (1996) Crayfish (*Procambarus clarkii*) effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River valley, Portugal. *Freshwater Crayfish*, **11**, 608-618.
- Anastácio, P.M., Nielsen, S.N. & Marques, J.C. (1999) CRISP (crayfish and rice integrated system of production): 2. Modelling crayfish (*Procambarus clarkii*) population dynamics. *Ecological Modelling*, **123**, 5-16.
- Anderson, C.B., Griffith, C.R., Rosemond, A.D., Rozzi, R. & Dollenz, O. (2006) The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile: do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation*, **128**(4), 467-474.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A. & Gherardi, F. (2010) Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, **12**, 3817-3824.
- Aquiloni, L., Martín, M.P., Gherardi, F. & Diéguez-Urbeondo, J. (2011) The North American crayfish *Procambarus clarkii* is the carrier of the oomycete *Aphanomyces astaci* in Italy. *Biological Invasions*, **13**, 359-367.
- Barber, N.A., Marquis, R.J. & Tori, W.P. (2008) Invasive prey impacts the abundance and distribution of native predators. *Ecology*, **89**, 2678-2683.
- Basto, M., Pedroso, N.M., Mira, A. & Santos-Reis, M. (2011) Use of small and medium-sized water reservoirs by otters in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biology*, **60**, 75-94.
- Beja, P.R. (1996) An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1156-1170.
- Bonesi, L., Chanin, P. & Macdonald, D.W. (2004) Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos*, **106**, 19-26.

---

<sup>5</sup> Estas referências seguem as diretrizes para autores estabelecidas pelo *Journal of Applied Ecology* (<http://www.journalofappliedecology.org/view/0/authorGuideline.html>)

- Bonesi, L. & Palazon, S. (2007) The American mink in Europe: status, impacts, and control. *Biological Conservation*, **134**, 470-483.
- Bravo, C. (2002) *Mustela vison* Schreber, 1777. *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. (eds. L.J. Palomo & J. Gisbert), pp. 258-261. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Brom, T.G. (1986) Microscopic identification of feathers and feather fragments of palearctic birds. *Bijdragen tot de Dierkunde*, **56**, 181-204.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2005) *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal: peixes dulciaquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Capdevila-Argüelles, L. & Zilletti, B. (2006) *TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. Grupo Especialista en Invasiones Biológicas, Serie Técnica nº. 2, León.
- Carreon-Martinez, L. & Heath, D.D. (2010) Revolution in food web analysis and trophic ecology: diet analysis by DNA and stable isotope analysis. *Molecular Ecology*, **19**(1), 25-27.
- Cerqueira, L.I.M. (2005) *Distribuição e ecologia alimentar da lontra (Lutra lutra) em dois sistemas costeiros em Portugal*. Dissertação de Mestrado em Ciências do Ambiente, Ramo de Especialização em Qualidade Ambiental. Escola de Ciências, Universidade do Minho, Braga.
- Clavero, M., Ruiz-Olmo, J., Sales-Luís, T., Blanco-Garrido, F., Romero, R., Pedroso, N.M., Prenda, J., Santos-Reis, M., Narváez, M. & Delibes, M. (2008) Lo que comen las nutrias ibéricas. *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado* (eds. J.M. López-Martín & J. Jiménez), pp 345-367. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga.
- Correia, A.M. (1995) Population dynamics of *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in Portugal. *Freshwater Crayfish*, **8**, 276-290.
- Correia, A.M. (2001) Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology, London*, **255**, 533-541.
- Correia, A.M. & Ferreira, O. (1995) Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **15**, 248-257.
- Costa, L. (1984) Alimentación de la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) en las marismas del Guadalquivir. *Doñana Acta Vertebrata*, **11**, 185-195.
- Costa, J.C., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M. & Neto, C. (1998) Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, **0**, 5-56.
- Cruz, M.J., Rebelo, R. & Crespo, E.G. (2006) Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of Southwestern Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography*, **29**, 329-338.
- Davison, A., Birks, J.D.S., Griffiths, H.I., Kitchener, A.C., Biggins, D. & Butlin, R.K. (1999) Hybridization and the phylogenetic relationship between polecats and domestic ferrets in Britain. *Biological Conservation*, **87**, 155-161.
- Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro. Diário da República nº 295 - I Série-A. Ministério do Ambiente, Lisboa.
- Delibes, M. & Adrián, M.I. (1987) Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, **42**, 153-159.

- Diéguez-Urbeondo, J. & Söderhäll, K. (1993) *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management*, **24**(6), 761-765.
- Döring, M. & Tockner, K. (2008) Morphology and dynamics of riparian zones. *Sustainable riparian zones: a management guide* (eds. D. Arizpe, A. Mendes & J.E. Rabaça), pp. 23-63. Ripidurable/Generalitat Valenciana, Alpiarça.
- Dunstone, N. & Gorman, M.L. (1998) *Behaviour and ecology of riparian mammals*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Elvira, B., Nicola, G.G. & Almodovar, A. (1996) Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology*, **48**, 437-446.
- Farinha, N. (1995) *Distribuição e ecologia da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) no Parque Natural de Montesinho*. Parque Natural de Montesinho/Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Felix, J. & Montori, A. (1986) Determinación de las especies de anfibios anuros del nordeste ibérico mediante el hueso ilion. *Miscelanea Zoologica*, **10**, 239-246.
- Fernandes, C.A., Ginja, C., Pereira, I., Tenreiro, R., Bruford, M.W. & Santos-Reis, M. (2008) Species-specific mitochondrial DNA markers for identification of non-invasive samples from sympatric carnivores in the Iberian Peninsula. *Conservation Genetics*, **9**, 681-690.
- Ferreira, J.P. (2002) *Contribuição para o conhecimento osteológico dos anuros ibéricos*. Dissertação de Doutoramento em Biologia. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Fidalgo, M.L., Carvalho, A.P. & Santos, P. (2001) Population dynamics of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) from the Aveiro region, Portugal (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana*, **74**(4), 369-375.
- Florêncio, E. (1993) *O lagostim de rio (Procambarus clarkii Girard, 1852) como recurso alimentar da comunidade de carnívoros na Reserva Natural do Paúl do Boquilobo*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Foran, D.R., Crooks, K.R. & Minta, S.C. (1997) Species identification from scat: an unambiguous genetic method. *Wildlife Society Bulletin*, **25**(4), 835-839.
- Francis, R.A. (2011) *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, UK.
- Freitas, D. (1999) *A dieta da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) ao longo da bacia hidrográfica do rio Tejo*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada ao Recursos Animais. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- García-Berthou, E. (2002) Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in the introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Internationale Revue fur Hydrobiologie*, **87**(4), 353-363.
- Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanas, A. & Montes, C. (2005) Impact of an introduced crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions*, **7**, 49-76.
- Georgina, M., Hillary, M. & Jonathan, B. (2005) Biodiversity. *Ecosystems and human well-being: current state and trends* (eds. R.M. Hassan, R. Scholes & N. Ash), pp. 77-122. Millennium Ecosystem Assessment Program. World Resources Institute, Washington DC.
- Gherardi, F. (2006) Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, **39**(3), 175-191.
- Gherardi, F. & Holdich, D. M. (1999) *Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of a bad situation?* Crustacean Issues. A. A. Balkema, Rotterdam.



- Gherardi, F. & Panov, V. (2006) *Procambarus clarkii*. DAISIE Project, European Invasive Alien Species Gateway. Disponível em: [http://www.europealiens.org/pdf/Procambarus\\_clarkii.pdf](http://www.europealiens.org/pdf/Procambarus_clarkii.pdf) (acedido Setembro 2011).
- Gil-Sánchez, J.M. & Alba-Tercedor, J. (2002) Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in Southern Spain and implications for conservation of the native species. *Biological Conservation*, **105**, 75-80.
- Gomes, P., Pascoal, C., Faria, A.M., Pinho, M., Soares, N.N., Leite, A.S. & Botelho, A. (2001) *Património natural da bacia do Ave*. Relatório final do inventário do património natural da bacia hidrográfica do rio Ave. Projecto ALBA-TER/AVE. Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Braga.
- Gutiérrez-Yurrita, P. J. & Montes, C. (1999) Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in Doñana National Park, Spain, and implications for species management. *Freshwater Biology*, **42**, 561-574.
- Gutiérrez-Yurrita, P.J., Sancho, G., Bravo, M.A., Baltanas, A. & Montes, C. (1998) Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Doñana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *Journal of Crustacean Biology*, **18**(1), 120-127.
- Habsburgo-Lorena, A.S. (1983) The status of the *Procambarus clarkii* population in Spain. *Freshwater Crayfish*, **6**, 131-133.
- Hansen, E.M. (2008) Alien forest pathogens: Phytophthora species are changing world forests. *Boreal Environment Research*, **6095**, 33-41.
- Harrington, L.A., Harrington, A.L., Hughes, J., Stirling, D. & Macdonald, D.W. (2010) The accuracy of scat identification in distribution surveys: American mink, *Neovison vison*, in the northern highlands of Scotland. *European Journal of Wildlife Research*, **56**(3), 377-384.
- Hobbs, H.H. III, Jass, J.P. & Huner, J.V. (1989) A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana*, **56**(3), 299-316.
- Huner, J.V. & Barr, L.E. (1991) *Red swamp crawfish: biology, culture, and exploitation*. Louisiana State University Sea Grant College System, Louisiana State University, Louisiana.
- ICN (2006) *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. Disponível em: <http://www.icn.pt/psrn2000> (acedido Maio 2011).
- Ilhéu, M., Acquistapace, P., Benvenuto, C. & Gherardi, F. (2003) Shelter use of the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in dry-season stream pools. *Archiv für Hydrobiologie*, **154**(4), 535-546.
- IM IP (2011) *Normais climatológicas 71-00, Braga/Posto Agrário*. Instituto de Meteorologia I.P. Disponível em: <http://www.meteo.pt/pt/oclima/clima.normais/004> (acedido Agosto 2011).
- INAG (2002) Conservação da Natureza, ecossistemas e qualidade biológica. *Plano Nacional da Água (PNA)* (vol. I, cap. II). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Disponível em: [http://www.inag.pt/inag2004/port/a\\_intervencao/planeamento/pna/pna.html](http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pna/pna.html) (acedido Agosto 2011).
- IUCN (2011) IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> (acedido Janeiro 2011).
- Jacobsen, L. & Hansen, H.M. (1996) Analysis of otter (*Lutra lutra*) spraints 1: Comparison of methods to estimate prey proportions; 2: Estimation of the size of prey fish. *Journal of Zoology, London*, **238**(1), 167-180.
- Jenkins, D., Walker, J.G.K. & Mccowan, D. (1979) Analyses of otter (*Lutra lutra*) faeces from Deeside, N.E. Scotland. *Journal of Zoology, London*, **187**, 235-244.

- Klare, U., Kamler, J.F. & Macdonald, D.W. (2011) A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Review*, **41**(4), 294-312.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological Methodology*. Harper & Row Publishers, New York.
- Kruuk, H. (2006) *Otters: ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- Litvaitis, J.A. (2000) Investigating food habits of terrestrial vertebrates. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences* (eds. L. Boitani & T.K. Fuller), pp. 165-190. Columbia University Press, New York.
- Lodé, T. (1997) Trophic status and feeding habits of the European polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Review*, **27**(4), 177-184.
- Long, R.A., MacKay, P., Zielinski, W.J. & Ray, J.C. (2008) *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press. Washington D.C.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. (2000) *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), SSC-IUCN, New Zealand.
- Lozano, J., Moleón, M. & Virgós, E. (2006) Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography*, **33**, 1076-1085.
- MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. (1966) On the optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, **100**, 603-609.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000) Biotic invasions: causes epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, **10**(3), 689-710.
- Maerz, J.C., Karuzas, J.M., Madison, D.M. & Blossey, B. (2005) Introduced invertebrates are important prey for a generalist predator. *Diversity and Distributions*, **11**, 83-90.
- Martin, C.W., Valentine, M.M., & Valentine, J.F. (2010) Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: the potential for altered trophic exchange and modification of food webs. *PLoS ONE*, **5**(12), e14395.
- Matos, H. (2006) *A importância dos habitats ripícolas para os mamíferos*. Ripidurable. Disponível em: [http://www.ripidurable.eu/news\\_detail.php?lang=1&id\\_channel=8&id\\_page=61&id=27](http://www.ripidurable.eu/news_detail.php?lang=1&id_channel=8&id_page=61&id=27) (acedido Agosto 2011).
- Matos, H.M., Santos, M.J., Palomares, F. & Santos-Reis M. (2009) Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation*, **18**(2), 373-386.
- Mills, M.G.L. (1996) Methodological advances in capture, census, and food habits studies on large African carnivores. *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (ed. J.L. Gittleman), pp. 223-242. Comstock Publishing Associates, London, United Kingdom.
- Mira, A. (2008) Mammals. *Sustainable riparian zones: a management guide* (eds. D. Arizpe, A. Mendes & J.E. Rabaça), pp. 110-111. Ripidurable/Generalitat Valenciana, Alparça.
- Miranda, R., Copp, G.H., Williams, J., Beyer, K. & Gozlan, R. (2008) Do Eurasian otters *Lutra lutra* (L.) in the Somerset Levels prey preferentially on non-native fish species? *Fundamental and Applied Limnology*, **172**(4), 339-347.
- Miranda, R. & Escala, M.C. (2002) *Guía de identificación de restos óseos de los ciprínidos presentes en España*. Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra. Serie Zoológica 28.
- Monteiro, A., Ferreira, C., Madureira, H., Quenol, H., Maciel, A., Pinto, A., Ramadas, I. & Guerner, J. (2005) *Atlas agroclimatológico do Entre Douro e Minho*. Relatório final do Projecto POCTI/GEO/14260/1998. Faculdade de Letras, Universidade do Porto, Porto.

- Montes, C., Bravo-Utrera, M.A., Baltánas, A., Duarte, C. & Gutiérrez-Yurrita, P.J. (1993) *Bases ecológicas para la gestión del cangrejo rojo de las marismas en el Parque Nacional de Doñana*. ICONA, Ministerio de Agricultura y Pesca, Madrid, Spain.
- Moreira, F.D. (2011) Propagação de um invasor: passado, presente e futuro de *Procambarus clarkii* no noroeste de Portugal. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Moyle, P.B. (2001) Effects of invading species of freshwater and estuarine ecosystems. *Invasive species and biodiversity management* (eds. O.T. Sandlund, P.J. Schei & Å. Viken), pp. 177-191. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Naiman, R.J. & Décamps, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 621-658.
- Novais, A., Sedlmayr, A., Moreira-Santos, M., Gonçalves, F. & Ribeiro, R. (2010) Diet of the otter *Lutra lutra* in an almost pristine Portuguese river: seasonality and analysis of fish prey through scale and vertebrae keys and length relationships. *Mammalia*, **74**, 71-81.
- O'Connell, M.A., Hallett, J.G. & West, S.D. (1993) *Wildlife use of riparian habitats: a literature review*. Timber Fish & Wildlife, Washington DC.
- Otonello, D., Salvidio, S. & Rosecchi, E. (2005) Feeding habits of the European pond terrapin *Emys orbicularis* in Camargue (Rhône delta, Southern France). *Amphibia-Reptilia*, **26**, 562-565.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J. & Gosálbez, J. (2008) Autumn-Winter diet of three carnivores, European mink (*Mustela lutreola*), Eurasian otter (*Lutra lutra*) and small-spotted genet (*Genetta genetta*), in northern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, **31**(2), 37-43.
- Palomares, F. & Delibes, M. (1991) Dieta del meloncillo, *Herpestes ichneumon*, en el Coto del Rey (Norte del Parque Nacional de Doñana, SO de España). *Doñana Acta Vertebrata*, **18**(2), 187-194.
- Pedroso, N.M. (1997) *A lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) na Barragem da Aguieira*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Peris, S.J., Briz, F.J. & Campos, F. (1994) Recent changes in the food of the grey heron *Ardea cinerea* in central-west Spain. *Ibis*, **136**, 488-489.
- Pianka, E.R. (1974) Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **71**(5), 2141-2145.
- Pinto, M.V. (1978) *Estudo morfológico dos pêlos dos mamíferos portugueses: chaves para a sua determinação*. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & Crivelli, A.J. (2007) The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France. *Journal of Zoology. London*, **273**, 98-105.
- Prenda, J., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Menor, A. & Hermoso, V. (2006) Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica*, **25**(1-2), 377-388.
- Prenda, J., Freitas, D., Santos-Reis, M. & Collares-Pereira, M.J. (1997) Guía para la identificación de restos óseos pertenecientes a algunos peces comunes en las aguas continentales de la Península Ibérica para el estudio de la dieta de depredadores ictiófagos. *Doñana Acta Vertebrata*, **24**(1-2), 155-180.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002) *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, New York.
- Rahel, F.J. & Olden, J.D. (2008) Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, **22**(3), 521-533.

- Ramos, M.A. & Pereira, T.M. (1981) Um novo Astacidae para a fauna portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Boletim - Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa*, **6**, 37-47.
- Reynolds, J.C. & Aebischer, N.J. (1991) Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, **21**, 97-122.
- Ribeiro, F., Beldade, R., Dix, M. & Bochechas, J. (2007) *Carta Piscícola Nacional* (versão 06/2009). Direcção Geral dos Recursos Florestais-Fluviatilis, Lda. Disponível em: <http://www.cartapiscicola.org> (acedido Setembro 2011).
- Rodríguez, C.F., Bécáres, E. & Fernández-Aláez, M. (2003) Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia*, **506-509**, 421-426.
- Rodríguez, C.F., Bécáres, E., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. (2005) Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions*, **7**, 75-85.
- Rodriguez, L. F. (2006) Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, **8**, 927-939.
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005) Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology*, **70(1)**, 12-23.
- Ruiz-Olmo, J. & Clavero, M. (2008) Los cangrejos en la ecología y recuperación de la nutria en la Península Ibérica. *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado* (eds. J.M. López-Martín & J. Jiménez), pp 345-367. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga.
- Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J. & Margalida, A. (1998) Capture and consumption of prey of the otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean freshwater habitats of the Iberian Peninsula. *Galemys*, **10** (nº especial), 209-226.
- Ruiz-Olmo, J., Palazon, S., Bueno, F., Bravo, C., Munilla, I. & Romero, R. (1997) Distribution, status and colonization of the American mink *Mustela vison* in Spain. *Journal of Wildlife Research*, **2**, 30-36.
- Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770-1774.
- Sales-Luís, T., Pedroso, N.M. & Santos-Reis, M. (2007) Prey availability and diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on a large reservoir and associated tributaries. *Canadian Journal of Zoology*, **85 (11)**, 1125-1135.
- Santos, M.J., Matos, H.M., Baltazar, C., Grilo, C. & Santos-Reis, M. (2009) Is polecat (*Mustela putorius*) diet affected by “mediterraneity”? *Mammalian Biology*, **74**, 448-455.
- Senra, A. & Alés, E.E. (1992) The decline of the white stork *Ciconia ciconia* population of western Andalusia between 1976 and 1988: causes and proposals for conservation. *Biological Conservation*, **61**, 51-57.
- Sidorovich, V.E. (1997) Spatial structure of mustelid populations and assembly as an environment function. *Mustelids in Belarus* (eds. V.E. Sidorovich), pp. 65-82. Zolotoyuley, Minsk, Belarus.
- Sidorovich, V., Macdonald, D., Pikulik, M. & Kruuk, H. (2001) Individual feeding specialization in the European mink, *Mustela lutreola* and the American mink, *M. vison* in north-eastern Belarus. *Folia Zoologica*, **50(1)**, 27-42.

- Simberloff, D. & Von Holle, B. (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, **1**, 21-32.
- Simpson, G.G., Roe, A. & Lewontin, R. (1960) *Quantitative Zoology*. Harcourt, Brace and Company, New York.
- SNIRH (2011) Boletim de temperatura: estação de Ponte da Barca. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://snirh.pt> (acedido Agosto 2011).
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (2006) *Atlas of crayfish in Europe*. Patrimoines Naturels, 64. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Strayer, D.L., Eviner, V.T. Jeschke, J.M. & Pace, M.L. (2006) Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 645-651.
- Sundseth, K. (2010) *Natura 2000 na Região Atlântica*. Comissão Europeia, Direcção-Geral do Ambiente. Comunidades Europeias, Bruxelas.
- Tablado, Z., Tella, J.L., Sanchez-Zapata, J.A. & Hiraldo, F. (2010) The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators. *Conservation Biology*, **24**(5), 1230-1238.
- Teerink, B. J. (1991) *Hair of West-European mammals: atlas and identification key*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Torchin, M.E. & Mitchell, C.E. (2004) Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**, 183-190.
- Vidal-Figueroa, T. & Delibes, M. (1987) Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecologia*, **1**, 145-152.
- Villafuerte, R., Luco, D.F., Gortázer, C. & Blanco, J.C. (1996) Effect on red fox litter size and diet after rabbit haemorrhagic disease in north-eastern Spain. *Journal of Zoology, London*, **240**, 764-767.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. & Westbrooks, R. (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, **84**, 468-478.
- Wanless, R.M., Angel, A., Cuthbert, R.J., Hilton, G.M. & Ryan, P.G. (2007) Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biology Letters*, **3**(3), 241-244.
- Watt, J. (1993) Ontogeny of hunting behavior of otters (*Lutra lutra* L.) in a marine environment. *Symposia of the Zoological Society of London*, **65**, 87-104.
- Wise, M.H., Linn, I.J. & Kennedy, C.R. (1981) A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. *Journal of Zoology, London*, **195**, 181-213.
- Witzig, J. F., Huner, J.V. & Avault Jr., J.W. (1986) Predation by dragonfly naiads *Anax junius* on young crawfish *Procambarus clarkii*. *Journal of the World Aquaculture Society*, **17**(1-4), 58-63.
- Zar, J.H. (2010) *Biostatistical analysis*. 5th Edition. Prentice-Hall, New Jersey.



## ANEXOS

### Carnívoros ripários em Portugal



#### **Lontra euroasiática**

*Lutra lutra*



- Comprimento: 4 a 10 cm
- Espessura variável
- Quando frescos são escuros e apresentam-se cobertos por um muco
- Característico odor a peixe
- Geralmente contém ossos e escamas de peixes ou restos de lagostim



#### **Visão-americano**

*Neovison vison*



- Comprimento: 6 a 8 cm
- Cilíndrico
- Termina em ponta
- Forte odor
- Geralmente contém pêlos, ossos e penas



#### **Toirão**

*Mustela putorius*



- Comprimento: 6 a 8 cm
- Largura: 0,6 a 0,9 cm
- Cilíndrico
- Ligeiramente retorcido
- Termina em ponta
- Geralmente contém pêlos e ossos

© Alexander Bogolyubov

**Anexo 1** – Espécies de carnívoros ripários mais dependentes das zonas ribeirinhas em Portugal, com aspeto e descrição do dejeito de cada uma.

### Estações de amostragem

**Anexo 2** – Localização das 46 estações de amostragem (21 em áreas invadidas e 25 em áreas não invadidas por lagostim-americano) onde foram recolhidos os dejetos dos carnívoros ripários.

Áreas	Bacia	Rio / Ribeira	Nome da estação / Local	Coordenadas UTM (Zona 29T, Google Earth)
<b>Invadidas</b>	Ave	Agrela	Avepark	556039.41 E, 4596157.09 N
		Agrela	Barco	556145.94 E, 4594562.33 N
		Ave	Barragem das Andorinhas	568384.60 E, 4602520.95 N
		Ave	Campelos	554472.59 E, 4591354.08 N
		Ave	Gondar	552074.72 E, 4585423.33 N
		Ave	Lousado	541324.23 E, 4577982.16 N
		Ave	Macieira da Maia	526531.76 E, 4577900.99 N
		Ave	Taíde	565344.16 E, 4601041.80 N
		Ave	Vila de Aves	549080.33 E, 4580478.09 N
		Ave	Vilela	562075.44 E, 4599043.41 N
		Pequeno I	Vilela Secundário II	562045.90 E, 4599666.20 N
		Póvoa	Póvoa do Lanhoso	561175.04 E, 4601252.86 N
		Selho	Fermentões	557650.44 E, 4589731.22 N
	Douro	Sousa	Covelo	544667.68 E, 4550904.52 N
		Sousa	Recarei	549045.86 E, 4555422.23 N
	Lima	Estorãos	Casa do Lagar	529670.12 E, 4628636.19 N
		Estorãos	Estorãos	529558.74 E, 4625917.06 N
		Labruja	Arcozelo	533886.97 E, 4627634.72 N
		Lima	Lanheses	526879.06 E, 4619508.53 N
		Olho	Parque de Lanheses	526894.72 E, 4619899.62 N
		Silvareira	Fontão	527913.56 E, 4620765.30 N
<b>Não invadidas</b>	Ave	Ave	Vieira do Minho	574166.00 E, 4603058.00 N
		Pequeno I	Oliveira	564608.00 E, 4604102.00 N
		Pequeno II	Arosa	565802.11 E, 4599029.62 N
		Vizela	Cepães	566390.67 E, 4587687.92 N
		Vizela	Jugueiros	565433.80 E, 4584052.01 N
		Vizela	(montante)	565723.39 E, 4583386.13 N
		Vizela	Vila Fria	563192.98 E, 4582294.26 N
		Vizela	Vila Fria (parque campismo)	564488.39 E, 4582914.38 N
	Douro	Sousa	Aveleda	563094.98 E, 4568892.35 N
		Sousa	Lordelo	565220.26 E, 4573442.81 N
		Sousa	Novelas	559821.26 E, 4564344.17 N
		Sousa	Urrô	555728.09 E, 4560515.01 N
		Sousa	Várzea	567132.16 E, 4577033.73 N
	Lima	Adirão	Soajo	561967.45 E, 4636788.75 N
		Ázere	Costa	552271.98 E, 4636283.93 N
		Ázere	Couto	548995.12 E, 4634903.89 N
		Cabrão	Rio Cabrão	541083.10 E, 4628986.36 N
		Froufe	Froufe	558078.44 E, 4630239.45 N
		Lima	Barragem do Alto do Lindoso	567123.73 E, 4636307.77 N
		Lima	Barragem do Touvedo	556787.86 E, 4630612.35 N
		Lima	Vilarinho das Quartas	560307.53 E, 4634453.42 N
		Porto Avelar	Oucias	552213.61 E, 4639624.84 N
		Vade	Crasto	548263.60 E, 4625558.18 N
		Vade	Vade	548645.07 E, 4626608.53 N
		Vez	Arcos de Valdevez	548115.10 E, 4629723.65 N

### Números de ocorrência das categorias de presa

**Anexo 3.1** – Número de ocorrência de cada categoria de presa consumida pelos carnívoros ripários durante as estações fria (E.F.) e quente (E.Q.), nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) dos rios Lima, Ave/Vizela e Sousa.

CARNÍVOROS RIPÁRIOS	LIMA		AVE/VIZELA			SOUSA		
	A.I.	A.N.I.	A.I.		A.N.I.	A.I.		A.N.I.
	E.Q.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.
<b>Filo CHORDATA</b>								
<b>Classe Actinopterygii</b>								
Teleostei NI	6	0	5	3	4	0	1	0
<i>Anguilla anguilla</i>	3	5	0	0	0	1	0	0
Centrarchidae NI	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lepomis gibbosus</i>	2	4	3	16	0	0	0	0
<i>Micropterus salmoides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cobitis calderoni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
Cyprinidae NI	2	7	15	13	5	1	1	0
<i>Achondrostoma oligolepis</i>	5	1	5	2	1	2	1	0
<i>Carassius auratus</i>	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gobio lozanoi</i>	0	0	10	6	11	1	2	2
<i>Luciobarbus bocagei</i>	0	1	0	0	4	0	2	0
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	0	2	1	1	0	3	0	1
<i>Squalius carolitertii</i>	0	3	2	2	3	0	1	0
<i>Gambusia holbrooki</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
Salmonidae NI	2	6	2	2	4	0	0	0
<b>Classe Amphibia</b>								
Anura NI	2	1	3	0	5	2	0	0
Hylidae/Ranidae	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bufo bufo/Epidalea calamita</i>	1	2	2	0	0	0	0	0
<i>Bufo bufo</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hyla arborea</i>	2	1	0	0	2	0	0	0
<i>Pelobates cultripes</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pelophylax perezi</i>	0	1	2	1	2	0	0	0
<i>Rana iberica</i>	2	4	1	1	5	0	0	0
Caudata NI	1	0	1	0	3	0	0	0
<b>Classe Reptilia</b>								
Reptilia NI	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Natrix</i> sp.	2	7	2	0	3	0	0	1
<i>Tarentola mauritanica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Timon lepidus/Lacerta schreiberi</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chalcides</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
<b>Classe Aves</b>								
Aves NI	1	2	1	0	0	0	0	1
Accipitriformes NI	0	0	1	0	0	0	0	0
Anatidae NI	1	0	0	0	0	0	1	0
Recurvirostridae/Haematopodidae NI	0	2	0	0	1	0	0	0
Columbidae NI	0	3	0	0	2	0	0	0
Galliformes NI	0	1	0	0	2	0	0	0
Passeriformes NI	3	0	1	0	0	0	0	0

(continua na página seguinte)



**Anexo 3.1** – (continuação) Número de ocorrência de cada categoria de presa consumida pelos carnívoros ripários durante as estações fria (E.F.) e quente (E.Q.), nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) dos rios Lima, Ave/Vizela e Sousa.

CARNÍVOROS RIPÁRIOS	LIMA		AVE/VIZELA			SOUSA		
	A.I.	A.N.I.	A.I.		A.N.I.	A.I.		A.N.I.
	E.Q.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.
<b>Classe Mammalia</b>								
Mammalia NI	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lepus granatensis/Oryctolagus cuniculus</i>	0	1	1	0	8	0	3	1
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microtus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Mus</i> sp.	0	0	3	3	2	0	0	1
<i>Rattus</i> sp.	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
Soricomorpha NI	1	1	1	0	0	0	0	0
<b>Filo ARTHROPODA</b>								
<b>Classe Diplopoda</b>								
Diplopoda NI	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Classe Insecta</b>								
Insecta NI	0	3	0	0	2	0	0	0
Coleoptera NI	0	1	2	0	0	0	0	0
Heteroptera NI	0	1	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera (larvas) NI	0	0	0	0	1	0	0	0
Anisoptera (ninfas) NI	0	2	6	0	3	0	0	0
Orthoptera NI	0	0	0	0	0	1	0	0
<b>Classe Malacostraca</b>								
<i>Procambarus clarkii</i>	21	0	22	49	0	4	4	0
<b>Reino PLANTAE</b>								
Plantae NI	1	1	0	0	0	0	1	0
<b>Classe Magnoliopsida</b>								
Fabaceae NI	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ficus carica</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Vitis vinifera</i>	0	0	0	0	0	0	2	0

**Anexo 3.2** – Número de ocorrência de cada categoria de presa consumida pela lontra durante as estações fria (E.F.) e quente (E.Q.), nas áreas invadidas (A.I.) e não invadidas (A.N.I.) dos rios Lima, Ave/Vizela e Sousa.

LONTRA	LIMA		AVE/VIZELA		SOUSA			
	A.I.	A.N.I.	A.I.	A.N.I.	A.I.	A.N.I.		
	E.Q.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.	E.Q.	E.F.	E.Q.
Filo CHORDATA								
Classe Actinopterygii								
Teleostei NI	4	0	1	0	0	0	0	0
Anguilla anguilla	1	2	0	0	0	0	0	0
Centrarchidae NI	0	0	1	0	0	0	0	0
Lepomis gibbosus	0	1	1	8	0	0	0	0
Cyprinidae NI	0	2	2	4	1	0	0	0
Achondrostoma oligolepis	1	0	1	2	0	1	1	0
Carassius auratus	0	0	0	0	0	0	1	0
Gobio lozanoi	0	0	1	2	3	1	1	2
Luciobarbus bocagei	0	1	0	0	0	0	1	0
Pseudochondrostoma duriense	0	0	0	1	0	2	0	0
Squalius carolitertii	0	1	0	1	0	0	0	0
Gambusia holbrooki	1	0	0	0	0	0	0	0
Salmonidae NI	0	1	0	0	3	0	0	0
Classe Amphibia								
Anura NI	1	1	0	0	4	0	0	0
Bufo bufo/Epidalea calamita	0	0	1	0	0	0	0	0
Pelophylax perezi	0	1	1	0	1	0	0	0
Rana iberica	0	0	1	0	5	0	0	0
Caudata NI	0	0	0	0	3	0	0	0
Classe Reptilia								
Reptilia NI	0	0	0	1	0	0	0	0
Natrix sp.	0	1	1	0	2	0	0	1
Chalcides sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
Classe Aves								
Aves NI	0	0	1	0	0	0	0	0
Recurvirostridae/Haematopodidae NI	0	1	0	0	0	0	0	0
Columbidae NI	0	3	0	0	1	0	0	0
Classe Mammalia								
Lepus granatensis/Oryctolagus cuniculus	0	0	0	0	7	0	0	0
Apodemus sylvaticus	0	0	0	0	1	0	0	0
Microtus sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
Mus sp.	0	0	1	1	2	0	0	0
Rattus sp.	0	0	1	0	2	0	0	0
Soricomorpha NI	0	0	1	0	0	0	0	0
Filo ARTHROPODA								
Classe Insecta								
Insecta NI	0	0	0	0	2	0	0	0
Heteroptera NI	0	1	0	0	0	0	0	0
Anisoptera (ninfas) NI	0	0	2	0	2	0	0	0
Classe Malacostraca								
Procambarus clarkii	9	0	2	12	0	2	0	0

### Espécies consumidas pelos carnívoros ripários

**Anexo 4** – Espécies de presas encontradas nos dejetos dos carnívoros ripários, com referência ao estatuto de proteção em Portugal e tipo de ocorrência (de acordo com Cabral et al. 2005). Os nomes científicos seguem a nomenclatura taxonómica adotada pela IUCN (2011).

Classe	Nome Científico	Nome comum	Estatuto de proteção <sup>[a]</sup>	Tipo de ocorrência <sup>[b]</sup>
Actinopterygii	<i>Achondrostoma oligolepis</i> (Steindachner, 1864)	Ruivaco	LC	Res, End
	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Enguia-europeia	EN	Vis
	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Pimpão	NE	NInd
	<i>Cobitis calderoni</i> (Bacescu, 1962)	Verdemã-do-norte	EN	Res, EndIb
	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)	Gambúsia	NE	NInd
	<i>Gobio lozanoi</i> (Doadrio & Madeira, 2004)	Góbio	NE	NInd
	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Perca-sol	NE	NInd
	<i>Luciobarbus bocagei</i> (Steindachner, 1864)	Barbo-comum	LC	Res, EndIb
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	Achigã	NE	NInd
	<i>Pseudochondrostoma duriense</i> (Coelho, 1985)	Boga-do-norte	LC	Res, EndIb
	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758) <sup>[c]</sup>	Truta-de-rio Truta-marisca	LC CR	Res MigRep
	<i>Squalius carolitertii</i> (Doadrio, 1987)	Escalo-do-norte	LC	Res, EndIb
Amphibia	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	Sapo-comum	LC	Res
	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)	Rela	LC	Res
	<i>Pelobates cultripipes</i> (Cuvier, 1829)	Sapo-de-unha-negra	LC	Res
	<i>Pelophylax perezi</i> (Seone, 1885)	Rã-verde	LC	Res
	<i>Rana iberica</i> (Boulenger, 1879)	Rã-ibérica	LC	Res, EndIb
Reptilia	<i>Chalcides</i> sp.	(cobra-de-patas)	LC	Res, EndIb ( <i>C. bedriagai</i> )
	<i>Natrix</i> sp.	(cobra-de-água)	LC	Res
	<i>Tarentola mauritanica</i> (Linnaeus, 1758)	Osga-moura	LC	Res
Mammalia	<i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus, 1758)	Rato-do-campo	LC	Res
	<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758) <sup>[c]</sup>	Coelho-bravo	NT	Res
	<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	Rato-preto	LC	Res
Malacostraca	<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	Lagostim-americano	-	NInd
Magnoliopsida	<i>Ficus carica</i> (Linnaeus, 1753)	Figueira (figo)	-	-
	<i>Vitis vinifera</i> (Linnaeus, 1758)	Videira (uva)	-	-

<sup>[a]</sup> CR - criticamente em perigo, EN - em perigo, LC - pouco preocupante, NE - não avaliado; <sup>[b]</sup> Res - residente, End - endémico (do continente, dos Açores ou da Madeira), Vis - visitante, EndIb - endémico da Península Ibérica, NInd - não indígena, MigRep - migrador reprodutor; <sup>[c]</sup> Não foi possível confirmar a espécie mas pensa-se que esta seja a mais provável.